



**MODELAGEM HIDROSEDIMENTOLÓGICA E DOS SERVIÇOS
ECOSSISTÊMICOS DA BACIA DO RIO PARDO (MG) EM FUNÇÃO DO USO
E COBERTURA DO SOLO E DO CLIMA**

BIANCA PIETSCH CUNHA BENDITO

TESE / DOUTORADO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS



DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL

**MODELAGEM HIDROSSEDIMENTOLÓGICA E DOS
SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS DA BACIA DO RIO
PARDO (MG) EM FUNÇÃO DO USO E COBERTURA DO
SOLO E DO CLIMA**

BIANCA PIETSCH CUNHA BENDITO

ORIENTADOR: ALDICIR OSNI SCARIOT

COORIENTADOR: HENRIQUE M. LEITE CHAVES

TESE DE DOUTORADO

MARÇO/2023

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL PROGRAMA DE
PÓS GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

**“MODELAGEM HIDROSEDIMENTOLÓGICA E DOS SERVIÇOS
ECOSSITÊMICOS DA BACIA DO RIO PARDO (MG) EM FUNÇÃO DO USO E
COBERTURA DO SOLO E DO CLIMA”**

Tese de doutorado submetida ao Departamento de Engenharia Florestal da Faculdade de Tecnologia da Universidade de Brasília como parte dos requisitos necessários à obtenção do grau de Doutora em Ciências Florestais.

Aprovada por:

Prof. Dr. Aldicir Osni Scariot - Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia
(Orientador)

Prof. Dr. Henrique M. Leite Chaves – Universidade de Brasília - UnB
(Coorientador)

Prof. Dr. Daniel Luis Mascia Vieira - Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia
(Examinador Interno)

Prof. Dr. Angélica Giarolla - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE
(Examinador Externo)

Prof. Dr. Solange Filoso - Universidade de Maryland (EUA)
(Examinador Externo)

PB458m Pietsch Cunha Bendito, Bianca
Modelagem hidrossedimentológica e dos serviços ecossistêmicos da Bacia Do Rio Pardo (MG) em função do uso e cobertura do solo e do clima. Tese de doutorado em Ciências Florestais / Bianca Pietsch Cunha Bendito; orientador Aldicir Osni Scariot ; co-orientador Henrique M. Leite Chaves . -- Brasília, 2023.
114 p.

Tese (Doutorado em Ciências Florestais) -- Universidade de Brasília, 2023.

1. Hidrologia do Cerrado. 2. Semiárido. 3. Modelo Invest (Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs). 4. Impacto do uso do solo e do clima. 5. Unidades de conservação e área de preservação permanente. I. Osni Scariot , Aldicir, orient. II. M. Leite Chaves , Henrique, co orient. III. Título.

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

BENDITO, B.P.C. (2023). Modelagem hidrossedimentológica e dos serviços ecossistêmicos da Bacia Do Rio Pardo (MG) em função do uso e cobertura do solo e do clima. Tese de doutorado em Ciências Florestais. Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília (UnB), Brasília/DF, 2023. 114p.

CESSÃO DE DIREITOS

AUTOR: Bianca Pietsch Cunha Bendito

TÍTULO: Modelagem hidrossedimentológica e dos serviços ecossistêmicos da Bacia Do Rio Pardo (MG) em função do uso e cobertura do solo e do clima.

GRAU: Doutor

ANO: 2023

É concedida à Universidade de Brasília permissão para reproduzir cópias desta Tese de Doutorado e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. Os autores reservam outros direitos de publicação e nenhuma parte dessa Tese de Doutorado pode ser reproduzida sem autorização por escrito dos autores.

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho à minha mãe, Ângela Maria, por sua resistência e transgressão; a todas as minhas ancestrais mulheres e seus sonhos, suas conquistas, seus saberes sobre a utilização de ervas e unguentos, o respeito pela natureza e suas curas passadas de geração em geração; a Maria, mãe de Jesus, por seus ensinamentos sobre a sacralidade da materialização e a sacralidade de se permitir ser portal entre o material e o imaterial; e a grande matriarca, Mãe Terra, por sua sabedoria sobre o tempo e os ciclos e suas lições sobre a sacralidade da experiência terrena.

“Que eu saiba honrar
O ventre de onde eu vim
O ventre onde eu estou
E o ventre que há em mim”
(Sagrado Feminino- Melissas)

Também dedico este trabalho ao povo Geraizeiro da Bacia do Rio Pardo, por seus saberes geracionais impúblicáveis devido a tamanha robustez; por sua conexão com o que é vivo e divino, relação que é cada vez mais distante nas pessoas que vivem no mundo “moderno e civilizado”; por sua existência, sua união, seu compromisso e sua fraternidade com seus iguais, características incaptáveis por qualquer análise estatística e sem necessidade de validação no mundo acadêmico. Eles são a representação do que é ser e do que é sentir. Esse povo é, por si só, o Cerrado, sua água, sua abundância e sua história. Cabe a nós, no mínimo, respeito e coração aberto para aprender.

Por isso, àqueles que irão ler este trabalho eu digo: este é apenas um recorte, aquilo que o processo acadêmico pode captar. É apenas uma ponte para reconectar o ser humano e a natureza, mas também seres humanos a seres humanos.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus e todos os seres de luz que me acompanharam neste grande trabalho e na minha vida.

Agradeço à minha família que sempre me apoiou, encorajou, aconselhou, ancorou e comemorou cada passo alcançado, não só no meu doutorado, mas durante minha vida inteira. Em especial, à minha mãe, Ângela Maria, pela parceria, colo e consolo em cada etapa; minha irmã, Agnez, por me auxiliar com as correções e me ajudar a enxergar meu valor e potencial; e ao meu irmão, João, pelo apoio com o computador e pela torcida constante.

Agradeço ao meu orientador, Aldicir O. Scariot, pelas oportunidades que me abriu, pelos ensinamentos e por me orientar em como fazer um trabalho com profissionalismo, responsabilidade e transparência. Agradeço ao meu coorientador, Henrique M. Leite Chaves, por topar contribuir com esta pesquisa, mesmo com o tempo curto que restava, trazendo a luz no momento necessário e também pela confiança, pelo apoio e pelos ensinamentos.

Agradeço a todos os Geraizeiros e ao ICMBIO da RDS Nascentes Geraizeiras, que me acompanharam nos campos e pela dedicação, disponibilidade, parceria, sempre dispostos a contribuir com o seu melhor e com o coração. Agradeço à equipe do Centro de Agricultura Alternativa do Norte de Minas (CAA-NM) pelas sugestões, contribuições e apoio. Agradeço à Fabricia Costa e sua família, por me receberem em sua casa e dar todo apoio e estrutura para que os campos fossem realizados, mas também pelos ensinamentos e trocas. Agradeço ao professor do IFNMG, Ronaldo Medeiros pelo acolhimento, conselhos e apoio durante as minhas primeiras experiências no norte de Minas Gerais.

Agradeço às minhas colegas da UnB Yolanda Neres, Natanna Horstmann e Tâmilis Rocha Silva pela ajuda com o trabalho, partilha, companheirismo, amizade e conversas que nos fortaleceram frente aos desafios da construção e da vivência dos trabalhos. Agradeço ao Renan Matias pelas ajudas com a aquisição e análise dos dados espaciais, leveza e simplicidade de seus conselhos e falas. Agradeço a Viviane, Jessica, Icaro, Arlen e Max pelo apoio, aprendizagem, troca sobre os nossos trabalhos, amizade e conversas na reta final deste processo. Agradeço aos demais colegas e amigos pelas conversas, ajudas, mensagens e todas as trocas que tornaram esse caminho menos difícil.

Agradeço aos meus amigos de vida por sempre me encorajarem, por estarem ao meu lado em todas as etapas desse processo, me motivando a acreditar na minha força de superação e também comemorando cada passo alcançado.

Agradeço à Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia pela estrutura disponibilizada para o desenvolvimento desta pesquisa e à equipe do prédio da Botânica e Ecologia (PBE) por todo apoio e colaboração prestados. Agradeço ao Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD) e ao Global Environment Facility (GEF) pelo financiamento do projeto Bem Diverso, do qual este trabalho estava vinculado. Agradeço ao Bem Diverso e a todas e todos os profissionais que trabalharam neste projeto pelo apoio, parceria e trocas. Agradeço à equipe da Embrapa Cerrados que me auxiliou no teste de equipamentos de medição de dados meteorológicos e por todos os ensinamentos.

Agradeço à Universidade de Brasília e ao Departamento de Engenharia Florestal pela estrutura e por possibilitar o desenvolvimento do doutorado, mesmo diante de tantos desafios internos e externos à instituição. Em especial, agradeço ao professor e coordenador, durante a maior parte do tempo do meu doutorado, Eraldo Matricardi, pelo seu apoio, suporte, presença e por sua excelência em buscar melhorar o nosso curso e a qualidade do processo acadêmico. Agradeço também ao atual coordenador Eder Pereira Miguel, por toda paciência, profissionalismo, cooperação e apoio para que eu conseguisse finalizar as etapas necessárias do doutorado.

Agradeço à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa concedida, fundamental e imprescindível para o desenvolvimento do meu trabalho.

Não caberia neste pequeno espaço todas as pessoas que contribuíram para este trabalho. Por isso, aquelas que não tiveram seus nomes escritos aqui, deixo o meu mais sincero obrigada.

Sumário

RESUMO	14
ABSTRACT	15
INTRODUÇÃO GERAL	16
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	20
CAPÍTULO 1: PROCESSOS DE EROÇÃO E EXPORTAÇÃO DE SEDIMENTOS EM UMA BACIA SEMIÁRIDA DO CERRADO BRASILEIRO SOB DIFERENTES CENÁRIOS DE USO DA TERRA, MUDANÇAS CLIMÁTICAS E PRÁTICAS DE CONSERVAÇÃO	25
1. INTRODUÇÃO	26
2. OBJETIVOS	29
3. MATERIAL E MÉTODOS	30
4. RESULTADOS	45
5. DISCUSSÃO	50
6. CONCLUSÃO	53
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	55
CAPÍTULO 2: MODELAGEM DA VAZÃO E DO ABASTECIMENTO HÍDRICO SOB DIFERENTES CENÁRIOS DE USO DA TERRA, CLIMA E CONSERVAÇÃO NA BACIA DO RIO PARDO, SEMIÁRIDO MINEIRO.	64
1. INTRODUÇÃO	65
2. OBJETIVOS	68
3. MATERIAL E MÉTODOS	69
4. RESULTADOS	83
5. DISCUSSÃO	90
6. CONCLUSÃO	98
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	99
APÊNDICE	110

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1

- Figura 1:** Localização da Bacia do Pardo-FB, curso d'água principal (rio Pardo), Modelo Digital de Elevação (DEM), estações de monitoramento pluviométrico e de sedimentos e Unidades de Conservação (Reserva de Desenvolvimento Sustentável “Nascentes Geraizeiras” (RDSNG), Parque Estadual de Montezuma (PEM) e Parque Estadual “Serra Nova” e “Talhado” (PESNT)). 30
- Figura 2:** (A) Série Histórica de precipitação anual (B) Valores médios mensais para as estações Rio Pardo de Minas (PRM) (1542015), São João do paraíso (SJA) (1542014) e Monte azul (MA) (1542018) da bacia. 31
- Figura 3:** Dados de entrada do modelo SDR: (a) Drenagem de bacia; (b) Percentual de Uso e Cobertura do solo (2010); (c) Erosividade da Chuva; (d) Solos e Erodibilidade do solo. (CXa = cambissolo, LAd = latossolo amarelo, LVAd = latossolovermelho-amarelo, RLd = Neossolo, RYve = Neossolo). 38
- Figura 4:** Curva-chave de sedimentos (CCs) para o período de 1997 a 2010. 45
- Figura 5:** Perda de solo (USLE) na bacia Pardo-FB nos cenários BL (CUCS linha de base), OP (CUCS otimista) e PE (PE-CUCS) simulados com erosividade da chuva média (Rmédio). Destaques para a perda de solo em (a) relevo acidentado, (b) bordas dos plantios de eucalipto e (c) plantios de eucalipto em solo com alta erodibilidade (Neossolo litólico). 46
- Figura 6:** Perda de solo média. Cenários de uso e cobertura do solo: BL-CUCS linha de base, OP- CUCS otimista e PE- CUCS pessimista; Cenários de Conservação: BL_L- CUCS linha de base e práticas de conservação, OP_L- CUCS otimista e práticas de conservação, PE_L- CUCS pessimista e práticas de conservação; Cenários climáticos: Rmédio (erosividade média), Rseco- clima seco, Rúmido- clima úmido. 47
- Figura 7:** Aporte de sedimento total no exutório da bacia. Cenários de uso e cobertura do solo: BL-CUCS linha de base, OP- CUCS otimista e PE- CUCS pessimista; Cenários de Conservação: BL_L- CUCS linha de base e práticas de conservação, OP_L- CUCS otimista e práticas de conservação, PE_L- CUCS pessimista e práticas de conservação; Cenários climáticos: Rmédio (erosividade média), Rseco- clima seco, Rúmido- clima úmido. 48
- Figura 8:** Retenção de solo Total na bacia Pardo=FB. Cenários de uso e cobertura do solo: BL-CUCS linha de base, OP- CUCS otimista e PE- CUCS pessimista; Cenários de Conservação: BL_L- CUCS linha de base e práticas de conservação, OP_L- CUCS otimista e práticas de conservação, PE_L- CUCS pessimista e práticas de conservação; Cenários climáticos: Rmédio (erosividade média), Rseco- clima seco, Rúmido- clima úmido. 49

CAPÍTULO 2

- Figura 1:** Localização da Bacia do Pardo-FB com seu curso d'água principal (rio Pardo); o Modelo Digital de Elevação (DEM); as estações de monitoramento pluviométrico e de sedimentos e as Unidades de Conservação (Reserva de Desenvolvimento Sustentável “Nascentes Geraizeiras” (RDSNG), Parque Estadual de Montezuma (PEM) e Parque Estadual “Serra Nova” e “Talhado” (PESNT)). 69
- Figura 2:** (a) Balanço hídrico na escala de pixels para calcular a recarga local e (b) ... 71
- Figura 3:** Dados de entrada do modelo SWY: (a) Coeficiente da vegetação – kc para

dezembro de 2010, (b) Grupo hidrológico do solo, (c) N° eventos de precipitação, para cada zona climática, para dezembro de 2010, (d) Evapotranspiração de referência (dezembro de 2010).	74
Figura 4: Sensibilidade individual do fluxo de base (Bi) do modelo SWY-InVEST, B, para os parâmetros α (direita), β (centro) e γ (direita). As linhas representam ano extremo seco (azul), ano com precipitação média (laranja) e ano extremo úmido (cinza).	83
Figura 5: Sensibilidade individual do fluxo de base (Bi) e do fluxo rápido (Qf) do modelo SWY-InVEST, B em relação a redução do <i>curve number</i> - CN em 50% e 25%. As linhas representam ano extremo seco (azul), ano com precipitação média (laranja) e ano extremo úmido (cinza).	83
Figura 6: Vazão média simulada no exútorio da bacia. Cenários de uso da terra: BL– CUCS linha de base, OP- CUCS otimista e PE– CUCS pessimista; Cenários de Conservação: BL_L– CUCS linha de base e práticas de conservação, OP_L- CUCS otimista e práticas de conservação, PE_L– CUCS pessimista e práticas de conservação; Cenários climáticos: clima linha de base Pm (precipitação média), Pseco- clima seco, Púmido- clima úmido.	86
Figura 7: Fluxo de base dos cenários de uso e cobertura do solo, BL– CUCS linha de base, OP- CUCS otimista e PE–CUCS pessimista e precipitação média (Pmédio). Destaques para o fluxo de base em (a) Plantios de eucalipto em área de chapada, (b) Vegetação nativa em área de chapada e (c) grupo hidrológico D de solo.	88

APÊNDICE

Figura A: Limite da Bacia Hidrográfica a montante da estação fluviométrica Fazenda Benfica formando a área de estudo.	111
Figura B: a) estações pluviométricas e as suas respectivas zonas para a correção dos raster de precipitação CHIRPS (b) Exemplo de como ficam os rasters de precipitação após o processo de correção do viés	112
Figura C: Mapa das classes de solos na bacia Pardo-FB. Fonte: IBGE (2021).	113
Figura D: Cenários otimista (OP) e pessimista (PE).....	114

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1

Tabela 1: Dados de entrada do modelo de exportação de sedimentos.	36
Tabela 2: Valores dos fatores de gerenciamento de cobertura (<i>usle_c</i>) e as respectivas fontes.	39
Tabela 3: Valores de erodibilidade do solo (fator <i>K</i>) para a bacia Pardo-FB	41
Tabela 4: Porcentagem de áreas da bacia com erosão acima e abaixo da tolerância de perda de solo <i>on-site</i> ($10 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$). Cenários de uso e cobertura do solo: BL–CUCS linha de base, OP- CUCS otimista e PE– CUCS pessimista; Cenários de Conservação: BL_L– CUCS linha de base e práticas de conservação, OP_L- CUCS otimista e práticas de conservação, PE_L– CUCS pessimista e práticas de conservação; Cenários climáticos: Rmédio (erosividade média), Rseco- clima seco, Rúmido- clima úmido.	47
Tabela 5: Porcentagem da acima e abaixo da tolerância de perda de solo off-site ($1 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$) Cenários de uso e cobertura do solo: BL–CUCS linha de base, OP- CUCS otimista e PE– CUCS pessimista; Cenários de Conservação: BL_L– CUCS linha de base e práticas de conservação, OP_L- CUCS otimista e práticas de conservação, PE_L– CUCS pessimista e práticas de conservação; Cenários climáticos: Rmédio (erosividade média), Rseco- clima seco, Rúmido- clima úmido.....	48
Tabela 6: Redução percentual na perda de solo e exportação de sedimentos após a aplicação das práticas de conservação. OP -> OP_L: cenário de uso e cobertura do solo OP (CUCS otimista) para cenário de conservação OP_L (CUCS otimista e práticas de conservação); BL -> BL_L: cenário de uso e cobertura do solo BL (CUCS linha de base) para cenário de conservação BL_L (CUCS linha de base e práticas de conservação); PE -> PE_L: cenário de uso e cobertura do solo PE (CUCS pessimista) para cenário de conservação PE_L (CUCS pessimista e práticas de conservação).....	49

CAPÍTULO 2

Tabela 1: Dados de entrada e formato utilizado no modelo SWY-InVEST	72
Tabela 2: Fator <i>Kc</i> adotados para cada classe de uso e cobertura do solo na bacia.	73
Tabela 3: Classificação dos grupos hidrológicos dos solos da Bacia Pardo-FB	75
Tabela 4: Fator Curva-Número (CN) para as combinações únicas de uso e cobertura do solo e grupo hidrológico de solo (item 3.3.3.).....	76
Tabela 5: Valores de CN utilizados para representar a utilização de práticas conservacionistas nas áreas de plantios de eucalipto, pastagem e mosaico de agricultura e pastagem nos limites internos e/ou nas zonas de amortecimento das UCs.	81
Tabela 6: Cenários de variação climática com respectivos valores de precipitação (P), do nº de eventos de precipitação (NV) e intensidade da precipitação (P/NV).	82
Tabela 7: Valores dos parâmetros α , β , γ e CN (Curva-Número) que correspondem ao melhor ajuste entre a vazão total simulada e vazão total simulada para cada tentativa de calibração e validação.....	84
Tabela 8: Resultado do desempenho do modelo SWY-InVEST utilizando o coeficiente de eficiência de NashSutcliffe (NSE), coeficiente de determinação (R^2) e o percentual de tendência (PBIAS), à luz da variabilidade temporal da vazão total na bacia Pardo-FB.	84
Tabela 9: Partição de escoamento rápido (ER) e vazão de base (VB) com a variação dos valores dos parâmetros α , β , γ e CN (Curva-Número) para um ano extremo seco, um ano com precipitação média e um ano extremo úmido.	85

Tabela 10: Partição e proporção do escoamento rápido (ER) e da vazão de base (VB) em relação a vazão total simulada. Cenários de uso da terra: BL–CUCS linha de base, OP–CUCS otimista e PE– CUCS pessimista; Cenários de Conservação: BL_L– CUCS linha de base e práticas de conservação, OP_L- CUCS otimista e práticas de conservação, PE_L– CUCS pessimista e práticas de conservação; Cenários climáticos: clima linha de base Pm (precipitação média), Pseco- clima seco, Púmido- clima úmido	87
Tabela 11: Variação do uso e cobertura do solo entre os cenários BL (CUCS linha de base) e OP (CUCS otimista) e BL e PE (CUCS pessimista), Índice de inundação (RR) para os cenários OP e PE e a diferença (Dif.) entre o IN do cenário BL, com precipitação média (Pmédio)	89
Tabela 12: Recarga Local (L) (mm) e evapotranspiração pela (ET) (mm) simuladas para as plantações de eucalipto e vegetação nativa presentes nas áreas de preservação permanente (APP) as margens dos rios e áreas de chapada. Cenários de uso da terra: BL–CUCS linha de base, OP- CUCS otimista e PE– CUCS pessimista; Cenários de Conservação: BL_L– CUCS linha de base e práticas de conservação, OP_L- CUCS otimista e práticas de conservação, PE_L– CUCS pessimista e práticas de conservação; Cenários climáticos: clima linha de base Pm (precipitação média), Pseco- clima seco, Púmido- clima úmido.	89

LISTA DE EQUAÇÕES

CAPÍTULO 1

Equação 1	32
Equação 2	32
Equação 3	33
Equação 4	33
Equação 5	34
Equação 6	34
Equação 7	34
Equação 8	35
Equação 9	35
Equação 10	35
Equação 11	35
Equação 12	35
Equação 13	35
Equação 14	39
Equação 15	40
Equação 16	42

CAPÍTULO 2

Equação 1	70
Equação 2	70
Equação 3	70
Equação 4	71
Equação 5	71
Equação 6	71
Equação 7	71
Equação 8	71
Equação 9	71
Equação 10	72
Equação 11	77
Equação 12	78
Equação 13	78
Equação 14	79
Equação 15	79
Equação 16	79

RESUMO

A cobertura e uso do solo podem afetar a quantidade e a qualidade de água devido às mudanças na infiltração e no assoreamento dos cursos de água, e as mudanças climáticas podem modificar o ciclo hidrológico. A análise dessa relação é fundamental para subsidiar o planejamento no uso da terra e dos recursos hídricos, sendo mais importante ainda em regiões semiáridas, onde a água é um recurso limitado e onde ocorrem secas periódicas. Para fundamentar o planejamento territorial, é necessário um diagnóstico de possíveis alterações nos serviços ecossistêmicos devido pressões antrópicas na bacia, tais como a mudança no uso e cobertura do solo e clima. O mapeamento e modelagem em escala de bacia hidrográfica da distribuição espacial dos serviços ecossistêmicos sob essas pressões auxiliam na identificação de áreas críticas e na concentração de esforços para melhorar a gestão do território. Nesta pesquisa buscou-se responder às seguintes questões: (1) Como a mudança do uso e cobertura do solo e sua distribuição espacial contribuem para a quantidade e qualidade da água na Bacia do Rio Pardo, região semiárida, no norte de Minas Gerais? (2) Como as condições climáticas médias e extremas influenciam essas respostas? Essas questões foram respondidas com a utilização dos modelos SDR (Sediment Delivery Ratio) e SWY (Seasonal Water Yield) do InVEST (Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs) para modelar a erosão, a vazão e geração de serviços ecossistêmicos de retenção de sedimentos e de disponibilidade hídrica. Tais processos foram analisados sob situações reais de LULC e alterações climáticas, e sob cenários hipotéticos. Os resultados do modelo SDR indicam que as áreas antropizadas são importantes fontes de sedimentos e facilitam o transporte de sedimentos de outras partes da bacia para os rios. A restauração ecológica das áreas de preservação permanente e o manejo conservacionista proporcionam maior conservação do solo e retenção de sedimentos, mas a eficácia é reduzida em cenários de extremos úmidos. Os resultados do modelo SWY sugerem que a redução da precipitação influenciou escassez hídrica na região, mas a conversão da vegetação nativa em plantios de *Eucalyptus* potencializa a escassez nas regiões da bacia onde estão localizados. A restauração da vegetação nativa e o uso de práticas de manejo conservacionistas tiveram pouco efeito na disponibilidade hídrica da bacia no cenário de extremo seco e úmido. Em geral, os resultados indicam que o solo e a água na Bacia do Rio Pardo, quanto mais sujeitos a pressão humana mais sensíveis podem se tornar às condições climáticas de anos extremos e que os esforços de adaptação às mudanças climáticas devem considerar o planejamento do uso da terra.

Keywords: modelo InVEST; uso e cobertura da terra; variabilidade climática; semiárido

ABSTRACT

Land cover and land use can affect water quantity and quality due to changes in infiltration and silting of watercourses and climate change can modify the hydrological cycle. The analysis of this relationship is fundamental for planning the use of land and water resources, being even more critical in semi-arid regions, where water is a limited resource and where periodic droughts occur. For territorial planning, it is necessary to diagnose ecosystem services and their possible alterations due to different pressures in the basin, such as changes in land use and cover (LULC) and climate. Mapping and modelling the spatial distribution of ecosystem services in a watershed under LULC and climate change helps to identify critical areas and focus efforts to improve land management. This research sought to answer the following questions: (1) How do LULC and its spatial distribution contribute to the quantity and quality of water in the Rio Pardo Basin, a semi-arid region in the north of Minas Gerais? (2) How do mean and extreme weather conditions influence these responses? These questions were answered using the SDR (Sediment Delivery Ratio) and SWY (Seasonal Water Yield) models from InVEST (Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs) to model erosion, flow and generation of ecosystem services for sediment retention and water availability. These processes were analyzed under real situations of LULC and climate change and hypothetical scenarios. The results of the SDR model indicate that the anthropized areas are important sources of sediments and facilitate the transport of sediments from other parts of the basin to the rivers. The ecological restoration of permanent preservation areas and conservationist management provide greater soil conservation and sediment retention, but the effectiveness is reduced in extremely humid scenarios. The results of the SWY model suggest that the reduction in precipitation influenced water scarcity in the region but that the conversion of native vegetation into Eucalyptus plantations exacerbates water scarcity in the parts of the basin where they are located.

Keywords: InVEST model; land-use; climate variability; semi-arid

INTRODUÇÃO GERAL

Conciliar o desenvolvimento social e econômico equitativo com a conservação e uso sustentável dos ecossistemas para garantir os benefícios que sustentem o bem-estar humano atual e futuro é um desafio (KOSMUS; RENNER; ULLRICH, 2012). Os planos de desenvolvimento sustentável exigem atividades exequíveis e identificação de parâmetros para monitoramento e avaliação de resultados (UNRIC, 2019). Para orientar tais ações, vem crescendo o interesse por informações sobre serviços ecossistêmicos (TEEB, 2013). Dentre eles, o abastecimento e a regularidade da água são focos de atenção e preocupação dos líderes mundiais devido às previsões de crises hídricas para mais da metade da população mundial neste século (ONU, 2018).

Os recursos hídricos são cruciais para a conservação dos demais recursos naturais, essenciais para a manutenção da vida e o desenvolvimento social e econômico (KOSMUS; RENNER; ULLRICH, 2012). Nesse sentido, os objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS) das Nações Unidas indicam que a sustentabilidade hídrica, ou seja, a disponibilidade contínua e consistente em quantidade e qualidade para os usos e as necessidades locais, requer gerenciamento dos recursos hídricos integrado à gestão da terra (ONU, 2016). Gerir os usos múltiplos e simultâneos do solo, com demandas competitivas por água e seus impactos diferenciados sobre os recursos hídricos, contribui para maximizar o bem-estar econômico e social equitativo, sem comprometer a sustentabilidade dos ecossistemas vitais.

No Brasil, a Política Nacional dos Recursos Hídricos (BRASIL, 1997) estabelece como diretrizes para articular a gestão da água e a gestão do uso do solo a necessidade de compreender e identificar a relação existente entre os padrões de ocupação do solo, evolução de atividades produtivas e a disponibilidade hídrica, em quantidade e qualidade. O estudo da interação água-solo e seus potenciais conflitos tem como unidade básica de análise a bacia hidrográfica.

Os usos e cobertura do solo nas bacias hidrográficas quando implementados sem planejamento e gestão podem ter impactos negativos sobre os recursos hídricos (UNCCD; FAO, 2020). A magnitude dos impactos depende de fatores físicos (solo, topografia), clima, tipo e intensidade do uso e práticas de manejo (BRAUMAN et al., 2007a; JIN et al., 2018; PARRON et al., 2015; SIMEDO et al., 2020). Portanto, para elaborar planos de gestão do uso do solo e da água que atendam às especificidades dos ecossistemas de

interesse é necessário avaliar a interação água-solo localmente (PONETTE-GONZÁLEZ et al., 2015).

A análise da interação água-solo é urgente em regiões semiáridas onde naturalmente a água já é um insumo limitado e onde ocorrem secas periódicas (MARENGO; CUNHA; ALVES, 2016; VIEIRA, 2002). No semiárido brasileiro, entre 2002 e 2017, aumentou em 15 vezes o número de municípios que declararam situação de emergência hídrica e tem sido observado redução do grau de perenização e da extensão dos rios (RABELO; LIMA NETO, 2018; SANTANA; SANTOS, 2020). Embora existam muitas iniciativas e ferramentas avançadas para apoiar a gestão hídrica, há muitas lacunas de informações para que o planejamento baseado na segurança hídrica tenha aplicação prática, integração ao desenvolvimento econômico e à formulação de políticas públicas (IICA, 2000; SDR e ADENE, 2005; IPEA, 2019).

No semiárido do norte mineiro, na bacia do Rio Pardo, por exemplo, há conflitos por terras e água desde a década de 70, o que limita o desenvolvimento econômico, agrava a pobreza e o êxodo rural (BRITO, 2013; SHANKLAND et al., 2016). A população local enfrenta secas severas, redução das vazões dos rios e das chuvas. Parte da população só tem abastecimento de água devido a caminhões pipa. As vulnerabilidades locais podem estar sendo agravadas pelo uso e ocupação inadequados e desordenados do solo e redução da vegetação nativa (BRITO, 2013; COSTA, 2020; DAYRELL, 2011; NOGUEIRA, 2009; OLIVEIRA, 2017; ROSA; DAYRELL; DAYRELL, 2007).

A bacia do Rio Pardo (MG), com 12.728 km², é majoritariamente ocupada por vegetação nativa do Cerrado, mas há grandes extensões de monoculturas (eucalipto e agricultura), pecuária, mineração e áreas desmatadas (IGAM, 2011; SOUZA et al., 2020). Ao longo do tempo, parte da ocupação ocorreu em áreas de preservação permanente (APP) e nas chapadas, importantes para a manutenção da qualidade, da quantidade (principalmente no período de estiagem) e da previsibilidade de água (BRITO, 2013; CHAVES; RIBEIRO, 2014; DAYRELL, 2019; RODRIGUES; COSTA, 2018). As APPs reduzem a energia do escoamento superficial, retêm e filtram parte dos sedimentos erodidos, e a vegetação e os solos das chapadas promovem altos índices de infiltração e recarga de fluxos subterrâneos no Cerrado (PARRON et al., 2015; SIMEDO et al., 2020; VITÓRIA, 2019).

As áreas de chapada da bacia, nos últimos 50 anos, vêm sendo ocupadas por

monoculturas de *Eucalyptus sp.* (IGAM, 2011). As plantações florestais são conhecidas por melhorar e regular os recursos hídricos. No entanto, em climas semiáridos, tendem a diminuir a quantidade de água (FILOSO et al., 2017; HONDA; DURIGAN, 2016; JACKSON et al., 2005; PONETTE-GONZÁLEZ et al., 2015; SCHWÄRZEL et al., 2020; ZHANG et al., 2014). Isso se dá pelos altos índices transpiratórios, que demandam maior consumo da água do solo, reduzindo a quantidade de água percolada que alimentaria os aquíferos e os cursos d'água (BRAUMAN et al., 2007a; HONDA; DURIGAN, 2016; RODRÍGUEZ-SUÁREZ et al., 2011).

Tal comportamento difere quando há espécies nativas. Em locais de escassez hídrica, a vegetação se caracteriza por possuir menor porte e adaptações fisiológicas para diminuir o consumo de água, aumentando a infiltração e mantendo o escoamento de base que contribui para até 90% das vazões dos rios (LIMA, 2010; LIMA; SILVA, 2007; SANO; ALMEIDA; RIBEIRO, 2018; SILVA et al., 2010). Logo, devido aos baixos valores de precipitação na região, o armazenamento de água no solo é importante para a oferta e garantia de vazões, principalmente durante o período de estiagem.

Os solos regionais também contribuem para o armazenamento de água, pois possuem alta permeabilidade. Entretanto eles são altamente erodíveis, o que os torna vulneráveis quando há desmatamento e atividades agropecuárias, sobretudo quando executados de modo intensivo (CUNHA et al., 2010). A agricultura, o desmatamento e a pecuária podem provocar a compactação e exposição do solo à chuva, o que favorece a erosão hídrica, a redução da fertilidade do solo e da qualidade da água e a redução da infiltração e das vazões (FOLEY et al., 2005; FONSECA; UAGODA; CHAVES, 2022; MASTRORILLI et al., 2018).

Esses impactos podem ser reduzidos por meio de práticas de manejo conservacionistas apropriadas e planejamentos do uso do solo (SIMEDO et al., 2020; UNCCD; FAO, 2020). Porém, a ausência de estudos locais sobre a interação água-solo impede a gestão e a formulação de políticas de uso sustentável dos recursos naturais, tornando as populações dessas regiões altamente suscetíveis à escassez de água (PONETTE-GONZÁLEZ et al., 2015). Em função do exposto é fundamental entender e mapear espacialmente os impactos da alteração do uso e das práticas de manejo e conservação do solo nos recursos hídricos na bacia do Rio Pardo.

Além de compreender tais relações em um local socialmente carente, ambientalmente

vulnerável e economicamente frágil, a análise da sustentabilidade dos recursos hídricos da bacia apresenta outro desafio: gerir os riscos potenciais relacionados às mudanças climáticas, tanto no âmbito dos recursos hídricos quanto no âmbito do conhecimento científico (DELGADO; BERGAMASCO, 2017; VIEIRA, 2002).

As mudanças climáticas previstas para o semiárido brasileiro tenderão a reduzir os volumes e aumentar a intensidade das chuvas, aumentar o número de dias secos consecutivos e ampliar as áreas mais secas (IPEA, 2019). Então, pode haver redução das vazões e diminuição da qualidade hídrica devido aos processos erosivos acelerados, potencializando a insegurança no abastecimento e a irregularidade da água (MARENGO; CUNHA; ALVES, 2016). Consequentemente, o diagnóstico dos riscos potenciais do clima, de sua distribuição espacial e das diversas formas e níveis de criticidade torna-se então indispensável para ações adaptativas.

Para contornar esses desafios e para fundamentar o planejamento territorial, é necessário um diagnóstico atual dos serviços ecossistêmicos e as possíveis alterações destes em função de diversas pressões na bacia, tais como a mudança da cobertura e do clima (KOSMUS; RENNER; ULLRICH, 2012; TEEB, 2013). Avaliar essas relações com base em observações de ecossistemas diferentes dos semiáridos tropicais é inadequado. Deve-se, para isso, usar dados locais a partir da observação, da medição e do monitoramento dos fluxos de água resultantes do amplo conjunto de tipos de uso e cobertura do solo da bacia em análise (PONETTE-GONZÁLEZ et al., 2015). Para tanto, dados hidrológicos da linha de base e simulações de diferentes cenários, que permitam a avaliação do impacto absoluto e relativo das mudanças existentes e previstas, são fundamentais para diagnosticar *proxys* locais entre os tipos de coberturas e usos do solo, clima e água.

O mapeamento e modelagem em escala de bacia hidrográfica, da distribuição espacial dos serviços ecossistêmicos mediante tais pressões, é um caminho para compreender a heterogeneidade da paisagem, detectar áreas críticas e concentrar esforços em prol do desenvolvimento e gestão local (KOSMUS; RENNER; ULLRICH, 2012; SHARP et al., 2020; UNECE, 2009).

Neste contexto, a presente pesquisa busca responder às seguintes questões: Como o tipo e a distribuição espacial do uso e ocupação do solo contribuem para a qualidade e quantidade da água na Bacia do Rio Pardo? Como a variação climática influencia essas

respostas? Essas questões serão respondidas com base nas modelagens das áreas susceptíveis à erosão, da vazão e da geração de serviços ecossistêmicos de retenção de sedimentos e de abastecimento hídrico na bacia do Rio Pardo, no semiárido norte mineiro. Tais processos foram analisados tanto sob condições de uso do solo e condições climáticas reais quanto sob cenários hipotéticos

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BRASIL. **lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Política Nacional de Recursos Hídricos**, 1997.

BRASIL. **Projeto Áridas Memória e Acervo**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <<https://bibliotecadigital.seplan.planejamento.gov.br/handle/iditem/678>>. Acesso em: 25 abr. 2022.

BRAUMAN, K. A. et al. The Nature and Value of Ecosystem Services: An Overview Highlighting Hydrologic Services. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 32, n. 1, p. 67–98, nov. 2007.

BRITO, I. C. B. DE. **Ecologismo dos Gerais: Conflitos Socioambientais e Comunidades Tradicionais no Norte de Minas Gerais**. Brasília – DF: Universidade de Brasília, fev. 2013.

CHAVES, L. A.; RIBEIRO, L. G. G. Os atos ilícitos praticados no âmbito do reflorestamento no norte de Minas Gerais e alto Jequitinhonha: estudo de caso e repercussão penal. **Veredas do Direito**, v. 11, p. 317–339, 2014.

COSTA, J. B. DE A. Diversidades e direitos territoriais no semiárido. **Revista Cerrados**, v. 16, n. 01, p. 183–203, 13 mar. 2020.

CUNHA, T. J. F. et al. **Principais solos do Semiárido tropical brasileiro: caracterização, potencialidades, limitações, fertilidade e manejo** In: **Semiárido Brasileiro: Pesquisa, Desenvolvimento e Inovação**. In: SA, I. B.; SILVA, P. C. G. da. (Ed.). **Semiárido brasileiro: pesquisa, desenvolvimento e inovação**. Petrolina, PE: [s.n.]. Disponível em: <<https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/handle/doc/861913>>. Acesso em: 19 abr. 2022.

- DAYRELL, C. A. Rebeldia nos sertões. **Agricultura**, v. 8, n. 4, p. 9–14, 2011.
- DAYRELL, C. A. **De nativos e de caboclos: Reconfiguração do poder de representação de comunidades que lutam pelo lugar**. Tese—Montes Claros - MG: Universidade Estadual de Montes Claros - UNIMONTES, set. 2019.
- DELGADO, G. C.; BERGAMASCO, S. M. P. P. **Agricultura familiar brasileira: desafios e perspectivas de futuro**. Brasília. Brasília - DF: [s.n.]. Disponível em: <https://www.cfn.org.br/wp-content/uploads/2017/10/Agricultura_Familiar.pdf>. Acesso em: 25 abr. 2022.
- FILOSO, S. et al. **Impacts of forest restoration on water yield: A systematic review**. **PLOS ONE** Public Library of Science, , 1 ago. 2017.
- HONDA, E. A.; DURIGAN, G. Woody encroachment and its consequences on hydrological processes in the savannah. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 371, n. 1703, 19 set. 2016.
- IGAM. **Plano Diretor de Recursos Hídricos dos Afluentes Mineiros do Rio Pardo_PA1**. Belo Horizonte: [s.n.]. Disponível em: <<http://www.repositorioigam.meioambiente.mg.gov.br/handle/123456789/67>>. Acesso em: 27 set. 2021.
- IPEA. **Avaliação de Políticas Públicas no Brasil: uma análise do semiárido**. Brasília - DF: [s.n.]. Disponível em: <<http://repositorio.ipea.gov.br/handle/11058/9506>>. Acesso em: 25 abr. 2022.
- JACKSON, R. B. et al. Trading Water for Carbon with Biological Carbon Sequestration. **Science**, v. 310, n. 5756, p. 1944–1947, 23 dez. 2005.
- JIN, G. et al. Hydrological Ecosystem Services for Integrated Water Resources Management. In: [s.l: s.n.]. p. 1–27.
- KOSMUS, M.; RENNER, I.; ULLRICH, S. **Integração de Serviços Ecológicos ao Planejamento do Desenvolvimento**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <http://www.aboutvalues.net/es/data/six_steps/integr_ecosys_serv_in_dev_planning_pt.pdf>. Acesso em: 25 abr. 2022.

LIMA, J. E. F. W. **Modelagem numérica do fluxo da água no solo e do escoamento de base em uma bacia experimental em área agrícola no Cerrado (Distrito Federal)**. Tese—Brasília - DF: Universidade de Brasília, 2010.

LIMA, J. E. F. W.; SILVA, M. DA S. **Estimativa da Contribuição Hídrica Do Cerrado Para As Grandes Bacias Hidrográficas Brasileiras**. XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. **Anais...**São Paulo: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2007.

MARENGO, J. A.; CUNHA, A. P.; ALVES, L. M. **Variabilidade e mudanças climáticas no semiárido brasileiro**. Campina Grande. ed. [s.l.] Instituto Nacional do Semiárido, 2016. v. 1

NOGUEIRA, M. C. R. **Gerais a dentro e a fora: identidade e territorialidade entre Geraizeiros do Norte de Minas Gerais**. Tese—Brasília - DF: Universidade de Brasília - UNB , 2009.

OLIVEIRA, M. D. DE. **Autodefinição identitária e territorial entre os geraizeiros do norte de Minas Gerais: o caso da comunidade sobrado**. Dissertação—Brasília - DF: Universidade de Brasília - UnB, 28 fev. 2017.

ONU. **Década Internacional para a Ação: Água para o Desenvolvimento Sustentável 2018-2028**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <<https://digitallibrary.un.org/record/849767>>. Acesso em: 25 abr. 2022.

PARRON, L. M. et al. **Serviços Ambientais em Sistemas Agrícolas e Florestais do Bioma Mata Atlântica**. Embrapa ed. Brasília - DF: Embrapa, 2015.

PONETTE-GONZÁLEZ, A. G. et al. Managing water services in tropical regions: From land cover proxies to hydrologic fluxes. **Ambio**, v. 44, n. 5, p. 367–375, 28 set. 2015.

RABELO, U. P.; LIMA NETO, I. E. Efeito de secas prolongadas nos recursos hídricos de uma região semiárida: uma análise comparativa para o Ceará. **Revista DAE**, v. 66, n. 212, p. 61–79, 2018.

RODRIGUES, M. T. S.; COSTA, J. B. DE A. Descolonizando os Gerais: situação colonial e estratégias de resistência das comunidades tradicionais geraizeiras do Norte de Minas Gerais. **Revista Percursos**, v. 19, n. 39, p. 77–103, 15 jun. 2018.

RODRÍGUEZ-SUÁREZ, J. A. et al. Influence of Eucalyptus globulus plantation growth on water table levels and low flows in a small catchment. **Journal of Hydrology**, v. 396, n. 3–4, p. 321–326, 13 jan. 2011.

ROSA, H. S.; DAYRELL, C. A.; DAYRELL, L. **Cacunda di Librina**, 2007. Disponível em: <<https://beirasdagua.org.br/item/os-geraizeiros/>>

SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. DE; RIBEIRO, J. F. **Cerrado: ecologia e flora**. [s.l.] Embrapa Cerrados, 2018. v. 1

SANTANA, A. S. DE; SANTOS, G. R. DOS. Impactos da seca de 2012-2017 na região semiárida do Nordeste: notas sobre a abordagem de dados quantitativos e conclusões qualitativas. **Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (Ipea)**, 2020.

SCHWÄRZEL, K. et al. How afforestation affects the water cycle in drylands: A process-based comparative analysis. **Global Change Biology**, v. 26, n. 2, p. 944–959, 1 fev. 2020.

SDR; ADENE. **Plano Estratégico de Desenvolvimento Sustentável do Semi-Árido Pdsa**. [s.l.: s.n.]. Disponível em: <<https://antigo.mdr.gov.br/images/stories/ArquivosSNPU/Biblioteca/publicacoes/PDSA-Arrumado.pdf>>. Acesso em: 25 abr. 2022.

SHANKLAND, A. et al. Traditional Peoples and the Struggle for Inclusive Land Governance in Brazil. **IDS Working Paper**, v. 477, 2016.

SHARP, R. et al. **InVEST 3.10.0. User's Guide**. [s.l.: s.n.]. Disponível em: <<https://invest-userguide.readthedocs.io/en/latest/>>. Acesso em: 25 abr. 2022.

SILVA, P. C. G. DA et al. **Caracterização do Semiárido brasileiro: fatores naturais e humanos In. Semiárido Brasileiro: Pesquisa, Desenvolvimento e Inovação**. Embrapa Semiárido ed. Petrolina, PE: Embrapa Semiárido, 2010.

SIMEDO, M. B. L. et al. The Assessment of Hydrological Availability and the Payment for Ecosystem Services: A Pilot Study in a Brazilian Headwater Catchment. **Water**, v. 12, n. 10, p. 2726, 29 set. 2020.

SOUZA, C. M. et al. Reconstructing three decades of land use and land cover changes in Brazilian biomes with Landsat archive and Earth Engine. **Remote Sensing**, v. 12, n. 17, 1 set. 2020.

TEEB. The Economics of Ecosystems and Biodiversity: TEEB Guidance Manual for Country Studies: Background and Outline. [s.l.: s.n.]. Disponível em: <http://www.teebweb.org/media/2013/10/TEEB_GuidanceManual_2013_1.0.pdf>.

Acesso em: 25 abr. 2022.

UNCCD; FAO. Land degradation neutrality for briefing note water security and combatting drought. [s.l.] United Nations Convention to Combat Desertification (UNCCD) and the Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), 2020. Disponível em:

<https://catalogue.unccd.int/1442_LDN_Water_Security_drought_report%20Web.pdf>.

Acesso em: 25 abr. 2022.

UNECE. Guidance on Water and Adaptation to Climate Change. [s.l.: s.n.].

Disponível em: <https://unece.org/sites/default/files/2021-10/Guidance_water_climate.pdf>. Acesso em: 25 abr. 2022.

UNRIC. United Nations Regional Information Centre: Message from the UN Secretary-General on World Environment Day

<https://www.youtube.com/watch?v=frwNqpShubE&t=2s>, , 2019. Disponível em: <<https://www.youtube.com/watch?v=frwNqpShubE>>. Acesso em: 25 abr. 2022

VIEIRA, V. P. P. B. Sustentabilidade do Semiárido Brasileiro: Desafios e Perspectivas. **RBRH - Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 7, n. 4, p. 105–112, 2002.

VITÓRIA, M. R. DA. **Dinâmica de serviços de regulação hídrica na bacia hidrográfica do ribeirão João Leite, Goiás.** Tese—Goainia - GO: Universidade Federal de Goiás, 28 mar. 2019.

ZHANG, L. et al. Separating the effects of changes in land management and climatic conditions on long-term streamflow trends analyzed for a small catchment in the Loess Plateau region, NW China. **Hydrological Processes**, v. 28, n. 3, p. 1284–1293, 30 jan. 2014.

CAPÍTULO 1: PROCESSOS DE EROSÃO E EXPORTAÇÃO DE SEDIMENTOS EM UMA BACIA SEMIÁRIDA DO CERRADO BRASILEIRO SOB DIFERENTES CENÁRIOS DE USO DA TERRA, MUDANÇAS CLIMÁTICAS E PRÁTICAS DE CONSERVAÇÃO

Resumo: Estimar os impactos *on-site* e *off-site* da erosão do solo, em função do uso da terra e das condições climáticas em bacias semiáridas, é fundamental para as estratégias de conservação do solo e da água. No entanto, existe uma lacuna de pesquisa sobre o tema, necessitando de maiores investigações com dados hidrológicos locais. Para realizá-la, o modelo SDR-InVEST foi aplicado à bacia do Rio Pardo (Minas Gerais-MG), sob diferentes usos da terra, conservação do solo e condições climáticas. A perda de solo média anual e a exportação de sedimentos na bacia variaram entre 7 e 36 Mg ha⁻¹.ano⁻¹ e 1,2 e 52,2 Gg.ano⁻¹, respectivamente. As áreas da bacia onde as tolerâncias a erosão *on-site* e *off-site* foram excedidas variaram de 20% a 50% e de 0% a 1%, respectivamente, dependendo do cenário. Os resultados indicam que áreas antropizadas e de alta erosividade da chuva aumentam o desprendimento do solo e diminuem a retenção de sedimentos, gerando maiores taxas de erosão e sedimentação dos corpos hídricos na bacia. A restauração da vegetação nativa e as práticas de conservação do solo reduziram os impactos *on-site* e *off-site* da erosão, porém a eficácia de tais práticas foi reduzida no cenário de clima úmido. Os resultados contribuem para o estabelecimento de estratégias de conservação do solo na bacia do Pardo, bem como em bacias similares ao redor do mundo.

Palavras-chave: modelo InVEST; uso e cobertura da terra; variabilidade climática; savana semiárida

1. INTRODUÇÃO

Os seres humanos dependem fortemente da capacidade dos solos para sustentar a produção agrícola e pecuária (FAO, 2015). Ao mesmo tempo, os sistemas agrícolas, juntamente com o clima, são os principais responsáveis pela degradação do solo (MONTANARELLA, 2015). Alterações hidrológicas, como o aumento da intensidade das chuvas, causadas pelas mudanças climáticas, podem acelerar ainda mais esse processo (BORRELLI et al., 2020). Portanto, ferramentas, que vão além do simples diagnóstico da erosão do solo e também são capazes de avaliar a eficácia de estratégias de mitigação de cenários climáticos futuros, são urgentemente necessárias. A modelagem e o mapeamento da erosão do solo vêm preenchendo essa lacuna, o que permite a avaliação espacial da degradação do solo e fornece a visibilidade técnica e política necessária para garantir políticas eficazes de conservação do solo (ALEWELL et al., 2019; KOSMUS; RENNER; ULLRICH, 2012).

Nos trópicos, o risco de erosão do solo é potencialmente alto devido a fatores naturais, como alta erosividade das chuvas e erodibilidade do solo, com perda de solo frequentemente superior a $20 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (FAO, 2015). No Brasil, a perda média anual de solo varia de $0,1 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, sob condições de vegetação nativa, a $136,0 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, sob agricultura convencional (ANACHE et al., 2017b). A recente expansão agrícola no Cerrado brasileiro tem causado significativos custos econômicos e ambientais [(ANACHE et al., 2017a; BORRELLI et al., 2020; GOMES et al., 2019). Nessa região, as altas taxas de erosão, muitas vezes ultrapassando as tolerâncias de perda de solo, estão fortemente associadas à cobertura não permanente do solo e aos solos altamente erodíveis (FONSECA; UAGODA; CHAVES, 2022).

Embora a cobertura e uso do solo e as práticas de manejo desempenhem um papel importante no controle da erosão do solo, essa relação ainda não é totalmente compreendida nas regiões semiáridas do Cerrado brasileiro (ANACHE et al., 2017a; GOMES et al., 2019; RIEGER et al., 2016), principalmente sob mudanças climáticas (ANACHE et al., 2018; BORRELLI et al., 2020; MARENGO; CUNHA; ALVES, 2016; PEROVIĆ et al., 2019). É o caso da bacia do Rio Pardo, no sudeste do Brasil, cujo clima, geomorfologia e pedologia favorecem a erosão e degradação dos solos (FERREIRA, 2011).

Os impactos combinados de uso e cobertura do solo e do clima na erosão *on-site* incluem reduções na produtividade agrícola (GOMES et al., 2019) e aumento da degradação do solo (FAO, 2015). A erosão tolerável *on-site* é um limite de perda de solo que ainda mantém sua capacidade produtiva e funções ecológicas, incluindo a sustentabilidade agrônômica. Nos Estados Unidos e na Europa, a tolerância *on-site* está relacionada à perda de produtividade, variando entre 5–12 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ (RODRÍGUEZ SOUSA et al., 2021; SCHERTZ, 1983). No Brasil, varia de 2 a 15 Mg. ha⁻¹.ano⁻¹, dependendo da profundidade e textura do solo (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2014).

Em uma bacia hidrográfica, os sedimentos erodidos a montante são transportados a jusante, gerando impactos *off-site*, como assoreamento e deterioração da qualidade da água dos corpos hídricos (FOX et al., 2016; MORGAN, 2005; VERHEIJEN et al., 2009). A tolerância à perda de solo *off-site* é menor do que os limites *on-site* e geralmente é considerada como 1,0 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ (MOLDENHAUER; ONSTAD, 1975; MORGAN, 2005; VERHEIJEN et al., 2009). Os impactos *on-* e *off-site* devem ser contabilizados, especialmente em regiões semiáridas, onde os solos são frágeis e os recursos hídricos são escassos (MARENGO; CUNHA; ALVES, 2016). Embora estudos tenham investigado impactos *off-site* no Cerrado, sua ampla distribuição após a mudanças do uso e cobertura do solo e mudanças climáticas requerem mais investigação (CHAVES; PIAU, 2008; PEROVIĆ et al., 2019; SILVA; CHAVES; CAMELO, 2011; TERRADO et al., 2014a).

A modelagem distribuída espacialmente da erosão tem sido utilizada para avaliar os impactos da perda de solo *on-* e *off-site* (ALEWELL et al., 2019; ROBINSON et al., 2017). Entretanto, muitos modelos como SWAT, WEPP, LISEM e EUROSEM (KOSMUS; RENNER; ULLRICH, 2012) são complexos, requerem conhecimento especializado e alto investimento de tempo, limitando o número de potenciais usuários (KOSMUS; RENNER; ULLRICH, 2012). LISEM, EUROSEM, SWAT requerem grandes quantidades de dados e parâmetros, o que dificulta sua aplicação em áreas com escassez de dados em países em desenvolvimento. O WEPP é considerado mais preciso em áreas em condições naturais e não perturbadas e, devido à não linearidade do modelo, possui forte propagação de erros para os resultados (CHAVES; NEARING, 1991; CROKE; NETHERY, 2006).

Modelos simples, porém robustos, como o SDR-InVEST (SHARP et al., 2020) preenchem essa lacuna (CUNHA et al., 2022). Ao contrário dos outros, o modelo SDR-InVEST requer dados prontamente disponíveis e poucas habilidades de modelagem.

Além disso, o modelo é baseado na Equação Universal de Perda de Solo (USLE), com limitações preditivas intrínsecas, mas precisão relativamente boa (ANJINHO; BARBOSA; MAUAD, 2022; HAMEL et al., 2015, 2020; PAVANI et al., 2020; RISSE et al., 1993; SAAD et al., 2018, 2021; TERRADO et al., 2014b). Embora o SDR-InVEST tenha sido aplicado globalmente, com graus variáveis de sucesso, nenhum estudo foi realizado nas regiões semiáridas do Cerrado (PEROVIĆ et al., 2019; TERRADO et al., 2014a).

Portanto, considerando a importância de entender os impactos *on-* e *off-site* dos processos erosivos e seu controle na bacia do Rio Pardo, os objetivos deste estudo foram estimar a perda de solo, a exportação de sedimentos e retenção dos sedimentos com o modelo SDR-InVEST sob cenários atuais e prospectivos de uso e cobertura do solo e mudanças climáticas.

2. OBJETIVOS

- **Objetivo Geral**

Estimar a perda de solo, o aporte de sedimento anual ao exutório e a retenção de sedimentos na porção oeste da bacia hidrográfica do Rio Pardo, no semiárido mineiro, em diferentes cenários de uso e manejo do solo e variação climática.

- **Objetivos Específicos**

- Estimar a carga sólida média anual do Rio Pardo (MG) entre 1990 e 2010 (14 anos);
- Calcular a perda de solo, o aporte de sedimento anual ao exutório e o serviço ecossistêmico de retenção de sedimentos para o ano de 2010 e em diferentes cenários de uso e manejo do solo e variação clima.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Área de Estudo

A área de estudo, aqui denominada Pardo-FB, localiza-se no norte do estado de Minas Gerais (MG), está localizada na Bacia do Rio Pardo, norte do estado de Minas Gerais (MG) (Brasil), entre as latitudes S 15° 0' 42.595" e 15° 51' 9684" e as longitudes O 42° 31' 9,304" e 42° 30' 39,337" (Figura 1). A bacia Pardo-FB tem uma área de 5.508 km² e inclui cinco municípios (Indaiabira, Montezuma, Rio Pardo de Minas, Santo Antônio do Retiro, Vargem Grande do Rio Pardo), onde vivem 56.497 habitantes (IBGE, 2021a).

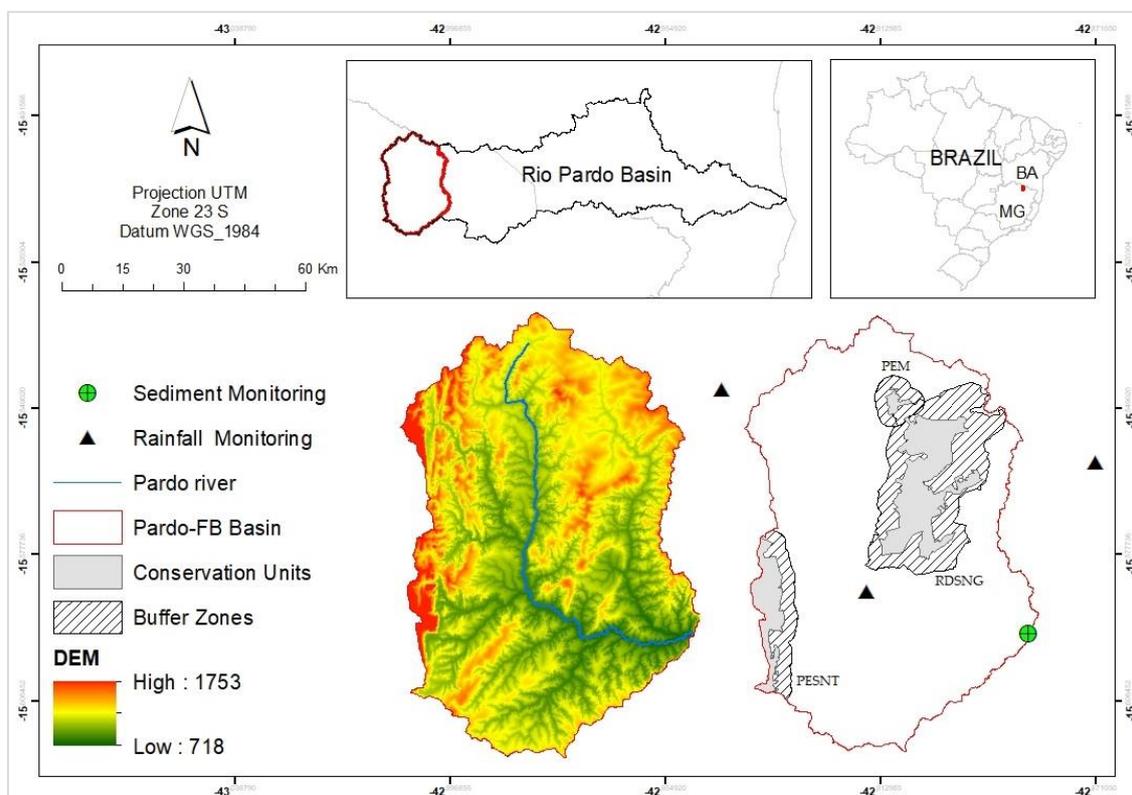


Figura 1: Localização da Bacia do Pardo-FB, curso d'água principal (rio Pardo), Modelo Digital de Elevação (DEM), estações de monitoramento pluviométrico e de sedimentos e Unidades de Conservação (Reserva de Desenvolvimento Sustentável “Nascentes Geraizeiras” (RDSNG), Parque Estadual de Montezuma (PEM) e Parque Estadual “Serra Nova” e “Talhado” (PESNT)).

A bacia do Pardo-FB tem altitude média de 926 m e declividade média de 13%. A bacia tem uma forma relativamente circular, com coeficiente de compacidade, fator de forma e índice de circularidade de 1.43, 0.27, 0.47, respectivamente. A densidade de drenagem é de 1.23 km⁻¹, o que fornece uma resposta de escoamento relativamente rápida à precipitação [39]. Os solos predominantes na bacia são Latossolos (55%), seguidos de Neossolos (20%) (IBGE, 2021b).

Em 2007 a região passou a integrar o Semiárido Brasileiro, com índice de Aridez de Thornthwaite igual ou inferior a 0,50 e; o percentual diário de déficit hídrico igual ou superior a 60% (IBGE, 2018). Índices de aridez = $<0,5$ indicam que a área é vulnerável à desertificação (PENMAN, 1953; MATALLO JUNIOR, 2003).

A maior parte da precipitação total anual (90,5%) ocorre de outubro a março (Figura 2A) e 59,2% do volume precipitado concentra-se de novembro a janeiro. A estação seca é de abril a agosto, sendo junho e julho os meses mais secos. Os valores de precipitação anual vêm tendo queda em todas as estações e as médias anuais são de 808.1 mm, 705.4 mm e 731.0 mm para as estações RPM, SJP e MA respectivamente (Figura 2B).

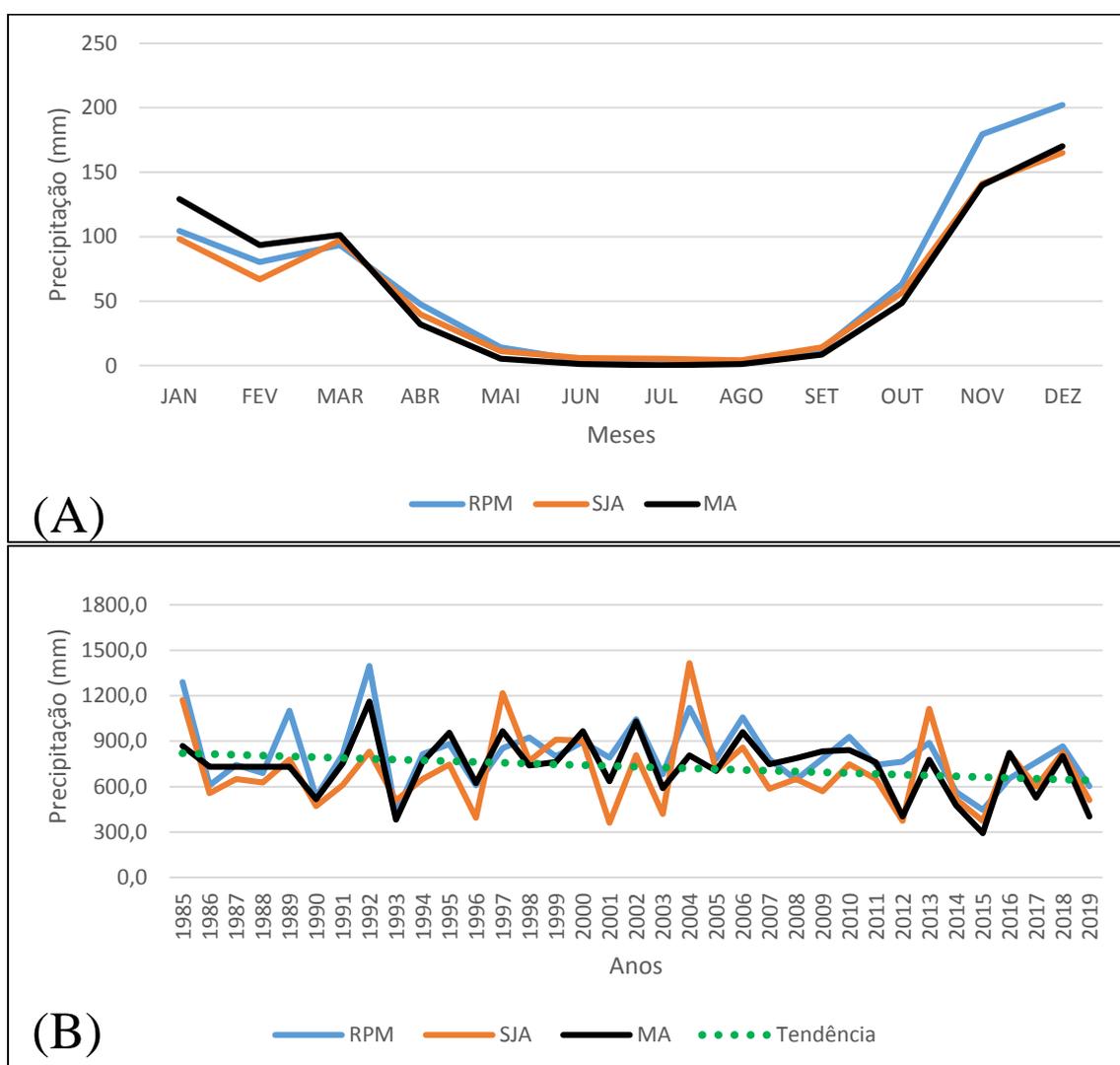


Figura 2: (A) Série Histórica de precipitação anual (B) Valores médios mensais para as estações Rio Pardo de Minas (PRM) (1542015), São João do paraíso (SJA) (1542014) e Monte azul (MA) (1542018) da bacia.

A bacia Pardo-FB é predominantemente cobertura por vegetação nativa (78,8%) e as áreas antropizadas são ocupadas principalmente por silvicultura, pastagem e agricultura

(SOUZA et al., 2020). Os plantios de eucalipto destacam-se como a principal mudança de uso do solo nos últimos anos e atualmente cobrem 8,31% da bacia.

Ações desenvolvidas pelas comunidades locais, organizações da sociedade civil e dos governos municipais pelo acesso à terra, água e recursos do Cerrado resultaram na criação, em 2014, da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Nascentes Geraizeiras (RDSNG) (Decreto s/ nº de 14/10/2014) (Figura 1). Além da RDSNG, há outras duas Unidades de Conservação (UC) na bacia Pardo - FB, ambas de proteção integral: Parque Estadual de Montezuma (PEM) (Decreto nº s/nº de 29/09/2007) e o Parque estadual Serra Nova e Talhado (PESNT) (Decreto nº s/n de 22/10/2003). As áreas de cada uma das UCs e de suas respectivas zonas de amortecimento são: (i) RDSNG: 382,2 e 242,9 km², (ii) PEM: 17,4 e 75,8 km², (iii) PESNT: 151,9 e 8,5 km².

3.2.Carga de sedimentos média anual da bacia

A carga de sedimento (Q_{st}) que passa em uma dada seção vertical do rio é a soma da carga em suspensão, mais fina, na parte superior da seção, e da carga de arrasto, mais grosseira, na parte inferior. Ela representa a quantidade de sedimentos exportados da bacia hidrográfica, que alcança o exutório sob análise e foi obtida através do método modificado de Colby (1957) conforme descrito em Carvalho (CARVALHO, 2008a):

$$Q_{st} = Q_{sm} + Q_{Snm} \quad \text{Equação 1}$$

Onde: Q_{st} é a carga de sedimento total, t.d⁻¹; Q_{sm} é a carga de sedimento medida, t.d⁻¹; Q_{Snm} é a carga de sedimento não medida, t.d⁻¹.

Os dados de concentração de sedimentos (C_{ss}) e vazão líquida (Q) observados, entre 1997 e 2010, do posto fluviométrico Fazenda Benfica (nº. 53490000) (Figura 1), situado no exutório da bacia, foram obtidos junto à Agência Nacional de Águas e Saneamento-ANA (ANA, 2018). O C_{ss} (mg.L⁻¹) foi convertido em carga de sedimento medida (suspensa) (Q_{sm} , ton.dia⁻¹) pela fórmula (CARVALHO, 2008a):

$$Q_{sm}=0,0864*Q*C_{ss} \quad \text{Equação 2}$$

Onde: Q é a vazão líquida, m³.s⁻¹; C_{ss} é a concentração de sólidos medida, mg.l⁻¹; 0.0864 é o coeficiente adimensional para conversão de unidades.

Para que esses dados de C_{ss} pudessem ser utilizados, primeiro realizou-se uma análise de consistência. Os dados brutos de medição foram conferidos e os dados

considerados duvidosos foram retirados da análise e/ou corrigidos conforme as diretrizes para análise de dados hidrométricos e normas para identificação de correções e preenchimento de falhas (BRANDÃO; CARDOSO NETO; BARROS, 2004).

A carga de arrasto ou não medida (Q_{snm}) foi estimada a partir da carga suspensa medida (Q_{sm}) usando uma equação previamente calibrada para uma bacia semelhante à do estudo, proposta por Chaves; Pinelli; Oliveira (2012):

$$Q_{snm} = 5,4 * Q_{sm}^{0,638} \quad \text{Equação 3}$$

A curva-chave de sedimentos (CCS) foi desenvolvida para estimar a média anual de sedimentos na saída da bacia a partir dos dados de vazão observados. Uma CCS é a relação entre a vazão (Q , $m^3.s^{-1}$) e a produção de sedimentos (Q_{st} , $ton.dia^{-1}$ ou $kg.s^{-1}$) medidos, obtida por meio de análise de regressão, com equação expressa geralmente na forma de potência, com o R^2 usado como um índice de qualidade de ajuste (CARVALHO, 2008b; LIMA et al., 2006):

$$Q_{st} = a * Q^b \quad \text{Equação 4}$$

Onde: Q_{st} é a carga de sedimento total diária ($t.d^{-1}$); Q é a vazão líquida diária, $m^3.s^{-1}$; a e b são constantes de ajuste do modelo.

A carga de sedimentos média diária foi estimada usando a equação SRC e a vazão média diária. As cargas de sedimentos diárias foram então convertidas para a carga anual média de sedimentos ($ton.dia^{-1}$) usada na calibração do modelo.

3.3. Modelo de exportação de sedimentos (*Sediment delivery model*, SDR – InVEST)

Para o diagnóstico hidrossedimentológico da área de estudo, foi usado o modelo de exportação de sedimentos (SDR – InVEST) (SHARP et al., 2020). O SDR – InVEST é um modelo espacialmente explícito que trabalha na resolução espacial do raster do modelo digital de elevação de entrada (MDE) inserido como entrada. Assim, foi usado o SDR para calcular a perda de solo nas vertentes (quantidade de solo que se desprende do seu local original), a retenção de sedimentos relativa à uma situação de solo descoberto (quantidade de solo retido na paisagem e que não chega aos corpos d'água promovido pela cobertura atual do solo nas vertentes) e o aporte de sedimento anual ao exutório da bacia (porção do sedimento total que chega efetivamente aos corpos d'água).

O modelo inicialmente calcula a quantidade de perda de solo média anual para cada pixel, baseando-se na Equação na USLE (WISCHMEIER; SMITH, 1978):

$$usle_i = R_i * K_i * LS_i * C_i * P_i \quad \text{Equação 5}$$

Onde R_i é a erosividade da chuva (unidades: MJ·mm(ha·hr·yr)⁻¹); K_i é a erodibilidade do solo (unidades: ton·ha·hr (MJ·ha·mm)⁻¹); LS_i é o fator de gradiente de comprimento de inclinação (sem unidade); C_i é o fator de gerenciamento de cobertura do solo (sem unidade) e P_i é um fator de práticas conservacionistas (sem unidade).

O LS_i é calculado usando a equação desenvolvida por Desmet e Govers (DESMET; GOVERS, 1996):

$$LS_i = S_i \frac{(A_{i-in} + D^2)^{m+1} - A_{i-in}^{m+1}}{D^{m+2} * x_i^m * (22.13)^m} \quad \text{Equação 6}$$

Onde S_i é o fator de inclinação para cada pixel i ; A_{i-in} é a área de contribuição (m²) a montante do pixel calculada a partir do método de Direção de Fluxo Múltiplo; D é a dimensão linear da célula (m); x_i é o aspecto médio da inclinação ponderado pela vazão proporcional da célula i da grade; m é o fator expoente do comprimento da inclinação USLE. Para evitar a superestimação do fator LS em paisagens heterogêneas, os comprimentos de taludes longos são limitados a um valor máximo, ajustável como parâmetro do usuário (item 3.5) (DESMET; GOVERS, 1996).

Em seguida o modelo calcula a taxa de sedimento exportado (SDR) que é a proporção da perda de solo que sai de um pixel e que realmente atinge um fluxo hídrico em função da conectividade hidrológica da bacia (VIGIAK et al., 2012):

$$SDR_i = \frac{SDR_{max}}{1 + \exp\left(\frac{IC_0 - IC_i}{k}\right)} \quad \text{Equação 7}$$

Onde SDR_i é a taxa de sedimento exportado (adimensional); SDR_{max} é o SDR teórico máximo (adimensional); IC_i é o índice de conectividade da bacia (adimensional) e IC_0 e k são parâmetros de calibração que definem a forma da relação SDR- IC_i (função crescente) (adimensional).

O índice de conectividade (IC) foi desenvolvido por Borselli; Cassi; Torri (2008) para reproduzir o transporte do sedimento no escoamento superficial. O índice modela a

exportação ou retenção do sedimento pixel a pixel baseado na relação entre as declividades e cobertura vegetal dos pixels vizinhos, dada pela Equação 8:

$$IC = \log_{10} \left(\frac{D_{up}}{D_{dn}} \right) \quad \text{Equação 8}$$

$$D_{up} = \bar{C} * \bar{S} \sqrt{A} \quad \text{Equação 9}$$

$$D_{dn} = \sum_i \frac{d_i}{C_i * S_i} \quad \text{Equação 10}$$

Onde D_{up} é a conectividade upstream; D_{dn} é a conectividade downstream; \bar{C} é o fator C médio da área contribuinte a montante; \bar{S} é o gradiente de inclinação médio da área de contribuição a montante ($m.m^{-1}$); A é a área de contribuição a montante (m^2); d_i é o comprimento do caminho de fluxo na direção descendente mais íngreme (m); C_i e S_i são o fator C e S do seu pixel, respectivamente.

A proporção de perda de solo que atinge o exutório da bacia é calculada baseado na abordagem conceitual proposta por Borselli; Cassi; Torri (2008).

$$E_i = usle_i * SDR_i \quad \text{Equação 11}$$

$$E_{bacia} = \sum E_i \quad \text{Equação 12}$$

Onde E_i é a exportação de sedimentos no pixel i ($Mg.ha^{-1}.yr^{-1}$); $USLE_i$ é a perda de solo no pixel i ($Mg.ha^{-1}.yr^{-1}$); SDR_i taxa de sedimento exportado (adimensional); E_{sim} é a exportação de sedimentos total da bacia ($Mg.ha^{-1}.yr^{-1}$).

Por último o modelo estima a retenção de sedimentos (Ret_i) que representa a perda de solo evitada pelo uso atual da terra, ponderada pelo fator SDR. A Ret_i é estimada pela diferença entre a quantidade de sedimento exportado sob a cobertura do solo atual (LULC) e a quantidade de sedimento exportado na condição de solo descoberto (SHARP et al., 2020):

$$Ret_i = (RKLS_i * SDR_{bar}) - E_i \quad \text{Equação 13}$$

Onde Ret_i é retenção de sedimento no pixel i , $RKLS_i$ é a perda potencial total de solo por pixel em solo descoberto; SDR_{bar} é o SDR para na condição de solo descoberto.

3.4.Dados de entrada do SDR

Para simulação da perda de solo ($usle_i$), exportação de sedimentos (E_i) e retenção de sedimentos (Ret_i) pelo modelo foram utilizados os seguintes dados de entrada: modelo digital de elevação (MDE), uso e cobertura do solo, erodibilidade do solo e erosividade da chuva, limite da bacia de contribuição, o fator de gerenciamento de cobertura ($usle_c$) e fator de prática de suporte ($usle_p$) (Tabela 1)

Tabela 1: Dados de entrada do modelo de exportação de sedimentos.

Dados de entrada	Formato
Limite da bacia de contribuição	Shapefile
Modelo de digital de elevação (MDE)	Rasters
Camada de drenagem (opcional)	Raster
Uso e cobertura da terra (LULC)	Rasters
Índice de erosividade da chuva (R)	Raster
Erodibilidade do solo (K)	Raster
Classes de uso e cobertura do solo (lucode)	Tabela .csv
Fator de gerenciamento de cobertura ($usle_c$)	Tabela .csv
Fator de prática de suporte ($usle_p$)	Tabela .csv

3.4.1. Delimitação da Bacia Hidrográfica de estudo

Para obtenção do limite da Bacia Hidrográfica utilizou-se o software ArcGis. Inicialmente obteve-se o limite da unidade de planejamento hídrico Bacia do Rio Pardo – PA1 disponível do site da ANA (ANA, 2016), com o qual realizou-se o recorte do MDE através da ferramenta *Clip (Analysis Tools)*. Com este recorte e com a localização da estação fluviométrica Fazenda Benfica, determinou-se o exutório da área de estudo e realizou-se a delimitação automática das sub-bacias com a ferramenta *Hydrology* (Figura A - Apêndice).

3.4.2. Modelo de digital de elevação (MDE)

O modelo digital de elevação utilizado foi o SRTM-GL1 (versão 3), com resolução espacial de 30 m, obtido por meio da plataforma *Google Earth Engine* (<https://code.earthengine.google.com/>). O MDE foi corrigido a fim de reduzir incertezas topográficas e para que os fluxos hídricos e sedimentológicos simulados fossem o mais próximo do real. Com o software ArcGIS foram realizados procedimentos denominados *map extent environmental* e *stream burning* por meio das seguintes etapas:

- Arquivo Rios.shp: Pesquisa de drenagem que fosse o mais parecido possível com a realidade. Então foi selecionada a rede de drenagem disponível na base de dados contínuas do IBGE (IBGE, 2011), em formato shapefile;

- Arquivo Rios.tiff: Converteu-se a rede de drenagem de vetor (shapefile) para grade (raster), por meio da ferramenta *Conversion tools* na opção *polyline to raster*. Nessa ferramenta existe a opção, através da aba *environment settings*, que permite ao usuário gerar um raster com suas definições de contorno baseadas em um outro raster já existente, denominada *processing extent*. Esse procedimento denomina-se *map extent environmental* e para isso utilizamos o MDE;

- Arquivo Rios_reclassify.tiff: Realizou-se a reclassificação dos valores dos pixels do raster da rede de drenagem gerado por meio da ferramenta *reclassify*. A presença de rede de fluxo foi numerada por 1 (um) e a ausência (valores *nodata*) foi numerado por 0 (zero);

- Arquivo Rios_X10.tiff: Por meio da ferramenta *map algebra* realizou-se uma operação em que os valores dos pixels do arquivo Rios_reclassify.tiff foram multiplicados por 10. Nesse sentido, onde o valor era igual a 1 ficou 10 e onde era 0 continuou 0.

- Arquivo MDE_modificado.tiff: Para enfim corrigir e melhorar a resposta do MDE para geração dos fluxos hídricos e sedimentológicos, utilizando a ferramenta *map algebra* realizou-se uma subtração do arquivo raster do MDE pelo arquivo Rios_X10.tiff. O arquivo de saída (Figura 1) possui o trecho do rio aprofundado como se tivesse queimado, por isso o nome do procedimento se chama *stream burning*.

3.4.3. Camada de drenagem

A direção do fluxo é calculada pelo SDR-InVEST por meio do MDE e mesmo que esta direção esteja correta é possível que não represente todos os caminhos de fluxos hídricos reais, o que pode ser melhorado com a adição de uma camada de drenagem (Figura 3a). Assim, a versão *raster* reclassificada da drenagem (Rios_reclassify.tiff) (Item 3.4.2.) foi utilizada como entrada do modelo para representar o fluxo real e ser mesclada ao fluxo simulado, a fim de garantir que os sedimentos exportados fossem estimados corretamente (SHARP et al., 2020). O roteamento do fluxo (simulado) irá parar nesses pixels “conectados artificialmente” e a carga de sedimento correspondente é adicionada à exportação total de sedimentos.

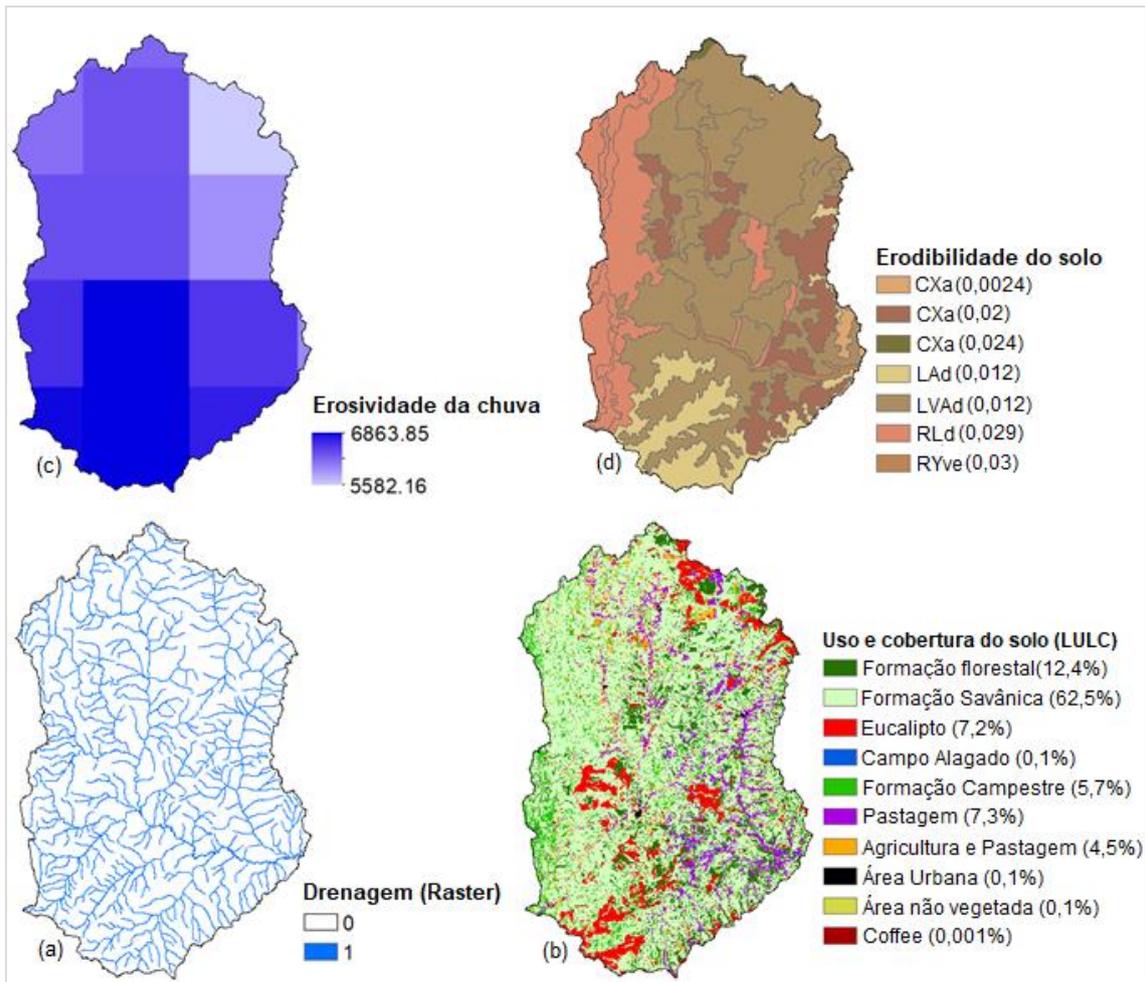


Figura 3: Dados de entrada do modelo SDR: (a) Drenagem de bacia; (b) Percentual de Uso e Cobertura do solo (2010); (c) Erosividade da Chuva; (d) Solos e Erodibilidade do solo. (CXa = cambissolo, LAd = latossolo amarelo, LVAd = latossolovermelho-amarelo, RLd = Neossolo, RYve = Neossolo).

3.4.4. Fator de gerenciamento de cobertura do solo (fator_c) e Fator de prática de suporte (fator_p)

Foi utilizado o mapa de uso e cobertura do solo (UCS) do ano de 2010, com resolução espacial de 30 m, obtido da coleção Brazil MapBiomas 6 (SOUZA et al., 2020), por meio da plataforma Google Earth Engine (GORELICK et al., 2017) (Tabela 2 e Figure 3b).

O fator C e o fator P são as variáveis usadas para descrever a influência da vegetação nos processos erosivos. O fator de gerenciamento da cobertura do solo é definido como a razão entre a perda de solo sob uma condição específica de uso e manejo, e aquela de uma área descoberta, cultivada morro abaixo (WISCHMEIER; SMITH, 1978). O fator C para cada condição de UCS foi obtido da literatura (Tabela 2). Devido à ausência de práticas

de suporte (conservacionistas) nas áreas antrópicas, o valor atribuído ao fator P foi 1,0 para a calibração do modelo, conforme sugerido por Stein et al. (1987) e Wischmeier, Smith (1978).

Tabela 2: Valores dos fatores de gerenciamento de cobertura (usle_c) e as respectivas fontes.

LULC	Fator C	Fonte
Vegetação Nativa		
Formação Florestal	0.004	(RIGHETTO, 1998; WISCHMEIER; SMITH, 1978)
Formação Sanânica	0.012	(RIGHETTO, 1998; WISCHMEIER; SMITH, 1978)
Formação Campestre	0.013	(RIGHETTO, 1998; WISCHMEIER; SMITH, 1978)
Campo Alagado	0	(WISCHMEIER; SMITH, 1978)
Áreas Antrópicas		
Plantação de Eucalipto	0.3	(MARTINS et al., 2010)
Pastagem	0.035	(SANTOS et al., 2014)
Mosaico de Agricultura e Pastagem	0.15	(SANTOS et al., 2014)
Café	0.11	(PROCHNOW et al., 2005)
Área não vegetada	1	(WISCHMEIER; SMITH, 1978)
Área Urbana	0.03	(IGAM, 2011)
Outros		
Afloramento Rochoso	0	(WISCHMEIER; SMITH, 1978)
Rios e Lagos	0	(WISCHMEIER; SMITH, 1978)

A classe corpos d'água, afloramento rochoso e área pantanosa receberam valor nulo, pois não há erosão e áreas não vegetadas receberam o valor máximo (1,0) por ser a situação com potencial máximo de erosão. A classe de áreas não vegetadas do Map Biomas representa áreas sem vegetação devido a fatores naturais e/ou antrópicos, não incluindo dunas, mineração e área urbana.

3.4.5. Índice de erosividade da chuva (R)

A erosividade da chuva (R) (Figura 3c) foi calculada utilizando-se uma Equação do tipo Fournier, desenvolvida para a região semiárida por Silva (2001), citado por Silva (2004), a partir de dados de precipitação mensal e anual da base CHIRPS corrigidos na etapa anterior, no período de 1985 a 2010:

$$R = 42,307 * \left(\frac{M_p^2}{P_a} \right) + 69,763 \quad \text{Equação 14}$$

Onde R é a erosividade anual da chuva e enxurrada em MJ·mm·ha⁻¹·h⁻¹·ano⁻¹, M_p é a precipitação mensal em milímetros e P_a é a precipitação anual em milímetros.

A área de estudo possui apenas uma estação pluviométrica com 30 anos de dados, o que não seria capaz de representar a variabilidade espacial da precipitação. Portanto optou-se por uma base de dados de precipitação mensal resultante da combinação de

estações terrestres com imagens satélite, o produto denominado *Climate Hazards group InfraRed Precipitation with Station data - CHIRPS* (SOUSA et al., 2020), com resolução espacial de 408 metros.

Para usar a base CHIRPS foi feito um pós-processamento para reduzir o viés dos dados de precipitação, comparando-os com séries históricas de estações existentes na área e região, como proposto por Gudmundsson et al. (2012):

(i) Selecionou-se as estações que possuíam o mesmo período de dados do CHIRPS (1985-2019) (Figura Ba - Apêndice);

(ii) Realizou-se uma análise entre pixel e ponto, ou seja, entre a série histórica de precipitação de cada estação e a série histórica de precipitação do pixel de mesma localização do produto CHIRPS. Em seguida, por meio de regressão linear entre pixel e ponto, para cada estação selecionou-se a melhor equação para correção dos valores do CHIRPS através das estações.

(iii) Para cada estação foi determinado a sua área de impacto, que foi escolhida baseada no método de Thiessen (1911) com o *software* ArcGIS e a ferramenta *Create Thiessen Polygons*, criando 3 zonas distintas (Figura Ba - Apêndice). Os pixels, em cada estação, foram corrigidos por meio da equação daquela estação, com o auxílio da ferramenta *Raster calculator*.

Após removido o viés dos *rasters* de precipitação do CHIRPS, realizou-se a eliminação dos pixels que não coincidiam com a área de estudo (Figura Bb - Apêndice)

3.4.7. Erodibilidade do solo (K)

O mapa de solos da bacia, com escala espacial de 1:250.000, foi obtido no site do (IBGE, 2021b) (Figura C - Apêndice). A erodibilidade dos solos foi estimada por meio da Equação proposta por Chaves (1996) para os solos do cerrado.

$$K = -0.000430 * \left[\frac{(AF+SI)}{CO} \right] + 0,000437 * AT + 0,000863 * SI \quad \text{Equação 15}$$

Onde AF = teor de areia do horizonte A, SI = teor de silte do solo, CO = conteúdo de carbono orgânico do solo, AT = areia total do solo.

Para o cálculo de K foram utilizados os dados físicos e químicos dos solos (Fig. F - Apêndice) disponíveis na plataforma BDiA - Banco de Dados de Informações Ambientais (<https://bdiaweb.ibge.gov.br/>) e o proposto por Chaves e Piau (2008). Em seguida realizou-se a espacialização por meio do *software* ArcGis (Tabela 3 e Figura 3d).

Tabela 3: Valores de erodibilidade do solo (fator K) para a bacia Pardo-FB

Sigla Unidades	Nome unidades	Fator K
CXa4	Cambissolo Háptico Alumínico	0,024
CXbd33	Cambissolo Háptico Tb Distrófico	0,020
CXve28	Cambissolo Háptico Ta Eutrófico	0,024
LAd11	Latossolo Amarelo Distrófico	0,012
LVAAd5	Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico	0,012
LVAAd7		0,012
LVAAd31		0,012
LVAAd45		0,012
RLd14	Neossolo Litólico Distrófico	0,029
RLd38		0,029
RLd40		0,029
RYve1	Neossolo Flúvico Ta Eutrófico	0,030

3.5. Calibração do modelo de SDR

A calibração do modelo SDR-InVEST foi realizada por meio do ajuste dos seguintes parâmetros: limite de acumulação de fluxo (*Threshold flow accumulation-TFA*), taxa máxima de entrega teórica de sedimentos (*SDRmax*), o valor máximo permitido do parâmetro L ao calcular o fator LS (*lmax*) e os fatores de calibração *k* e *IC0*.

O TFA é número de células necessárias para formação de canais permanentes de fluxo hídrico, usado para definição da drenagem, a partir do MDE. Foi utilizando o limite de acumulação de fluxo (TFA) de 2500, suficiente para que os fluxos modelados cheguem o mais perto possível da realidade (SHARP et al., 2020). Para o SDRmáx, que corresponde ao valor máximo de SDR que uma célula pode atingir em função da textura do solo (NCP, 2021) e para o IC0, que define a taxa de entrega de sedimentos (SDR) (Equação 7), foram usados os valores *default* de 0,8 e 0,5, respectivamente (SHARP et al., 2020). O parâmetro *lmax* é definido como o valor máximo permitido do parâmetro L ao calcular o fator LS (Equação 6). Os locais da bacia que excedem o valor determinado

são fixados nesse valor. O valor escolhido para o LMax foi 4, com base nas características da bacia, ou seja, Lmed (0,41), declividade média (12,54%) e densidade de drenagem (1,23).

Visando a determinação do parâmetro k, realizaram-se rotinas alterando o seu valor padrão entre 5% a 90 % tanto para mais quanto para menos, mantendo os demais valores do modelo (IC0, Lmax e SDRmáx) estáticos (2013). Os resultados de cada simulação foram comparados com os dados de aporte de sedimento observados (item 3.2) até que o parâmetro k resultasse no menor erro percentual (E_p):

$$E_p = \frac{\sum_{t=1}^n E_{sim} - \sum_{t=1}^n E_{obs}}{\sum_{t=1}^n E_{obs}} \cdot 100 \quad \text{Equação 16}$$

Onde E_{sim} é o aporte de sedimento calculado pelo modelo, e E_{obs} é o aporte de sedimento observado (obtido com a curva-chave, item 3.2)

3.6.Saídas do modelo SDR

O diagnóstico hidrossedimentológico da bacia foi realizado por meio das principais saídas do modelo SDR: (i) USLE: perda de solo; (ii) Ret: retenção de sedimentos comparada a uma situação de solo descoberto; (iii) Exp: aporte de sedimento anual ao exutório.

A perda de solo média (USLE) foi comparada com a tolerância à perda de solo no local, tomada como $10 \text{ Mg. ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2014; CHAVES, 2010; FONSECA; UAGODA; CHAVES, 2022), para obter as áreas da bacia com risco de degradação permanente por erosão. O aporte de sedimento (Exp), que representa a quantidade de sedimento que chega anualmente ao exutório da bacia (em t/ano), bacia foi comparado com a tolerância fora do local, considerada como $1,0 \text{ Mg. ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ (MOLDENHAUER; ONSTAD, 1975; MORGAN, 2005; VERHEIJEN et al., 2009), acima da qual o risco de a sedimentação dos corpos hídricos é significativo.

3.7.Simulações de exportação de sedimentos em diferentes cenários

Com o modelo SDR já calibrado para a bacia Pardo-FB, realizou-se a simulação de cenários distintos para avaliar impactos (i) da alteração de uso e cobertura do solo, (ii) da adoção de práticas de conservação previstas em lei e (iii) da variabilidade climática na erosão, retenção e aporte de sedimentos na bacia.

- Cenários de uso e cobertura do solo (CUCS)

Considerando o mapa de uso do solo de 2010 (Figura 3b) como linha de base (BL), as áreas antropizadas representativas foram alteradas em 50% para mais (cenário pessimista - PE) e para menos (cenário otimista - OP) (Figura D – Apêndice). As áreas antropizadas consideradas representativas são as coberturas não nativas predominantes na bacia Pardo_FB (silvicultura, pastagem e mosaico de agricultura e pastagem). Apesar da baixa predominância áreas não vegetadas (Figura 3) optou-se por também considerar essas áreas representativas devido aos impactos negativos da ausência de vegetação na erosão do solo e sedimentação dos corpos hídricos.

Para construção dos cenários foi utilizado o modelo *Scenario Generator: Proximity Based* do InVEST que cria os diferentes padrões de LULC (SHARP et al., 2020). O *Scenario Generator* baseia-se em proximidade, assim as áreas antropizadas adicionadas no cenário pessimista (PE), foram inseridas próximas as áreas antropizadas já existentes na linha de base. Da mesma forma a vegetação nativa que substituiu as áreas antropizadas, no cenário otimista (OP), foi baseada nos remanescentes de Cerrado da linha de base, próximos às áreas a serem substituídas.

- Cenários de práticas de conservação previstas em Lei

Visando estimar o impacto da legislação ambiental brasileira nos processos erosivos e de retenção de sedimentos na bacia Pardo-FB, foi estabelecida práticas de conservação, nos cenários BL, OP e PE (Cenários de Uso e cobertura do Solo - item anterior), seguindo as diretrizes do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) (BRASIL, 2000) e do Código Florestal (CF) (BRASIL, 2012).

A implementação das diretrizes do CF consistiu na recomposição da vegetação nativa nas áreas de preservação permanente (APP) com uso antrópico. Dentre as APPs indicadas pela legislação, são consideradas aqui: faixas de 30 m de largura ao longo de canais de drenagem, 50 m nas cabeceiras e 100 m nas bordas dos planaltos.

O SNUC determina quais usos e coberturas do solo são permitidos para cada categoria de Unidade de Conservação (UC). Assim, para as UCs de proteção integral (PEM e PESNT) (Figura 1), as áreas antrópicas nos limites internos foram convertidas em vegetação nativa, e na zona de amortecimento (Figura 1), foram aplicadas práticas de manejo conservacionistas (suporte). Para a UC do desenvolvimento sustentável

(RDSNG), foram aplicadas práticas de manejo conservacionista (suporte) nas áreas antrópicas existentes nos limites internos e na zona de amortecimento da UC (Figura 1).

As práticas de manejo conservacionista selecionadas para as UCs foram cordões de vegetação permanente e faixas niveladas para minimizar os processos erosivos em encostas íngremes e se traduziu na redução de 50% no fator P original (1,0) das áreas antrópicas (WISCHMEIER; SMITH, 1978). Assim foram estabelecidos os seguintes cenários:

- BL_L: cenário CUCS linha de base (BL) com aplicação do CF e do SNUC;
- OP_L: cenário CUCS otimista (OP) com aplicação do CF e do SNUC;
- PE_L: cenário CUCS pessimista (PE) com aplicação do CF e do SNUC.

- Cenários de Variação climática

Esta análise objetivou representar a resposta do SDR- InVEST a condições climáticas médias e extremas e se baseou na alteração dos erosividade da chuva (item 3.4.6.). Assim por meio da observação da série histórica de erosividade anual entre 1985 e 2019 e com base no seu desvio padrão (dp), foram selecionados o ano mais seco ($R_{\text{médio}} - dp$), o ano médio ($R_{\text{médio}}$) e o mais úmido ($R_{\text{médio}} + dp$) correspondente aos anos de 1990, 2008 e 2002, para a construção dos seguintes cenários:

- $R_{\text{médio}}$: precipitação do ano médio ($7336,3 \text{ MJ}\cdot\text{mm}(\text{ha}\cdot\text{hr}\cdot\text{yr})^{-1}$);
- R_{seco} : precipitação do ano seco ($4944,4 \text{ MJ}\cdot\text{mm}(\text{ha}\cdot\text{hr}\cdot\text{yr})^{-1}$);
- $R_{\text{úmido}}$: precipitação do ano úmido ($9874,7 \text{ MJ}\cdot\text{mm}(\text{ha}\cdot\text{hr}\cdot\text{yr})^{-1}$).

4. RESULTADOS

4.1. Curva-chave de sedimentos (CCs)

A curva-chave de sedimentos do exultório da bacia Pardo-FB foi obtida a partir da vazão observada ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$) e do aporte de sedimento observado ($\text{t}.\text{d}^{-1}$) com sua respectiva equação de potência e o R^2 (Figura 4). A produção de sedimentos média anual (E_{obs}), calculada com base na equação CCs, para a bacia no período estudado foi de $13123,8 \text{ Mg}.\text{yr}^{-1}$

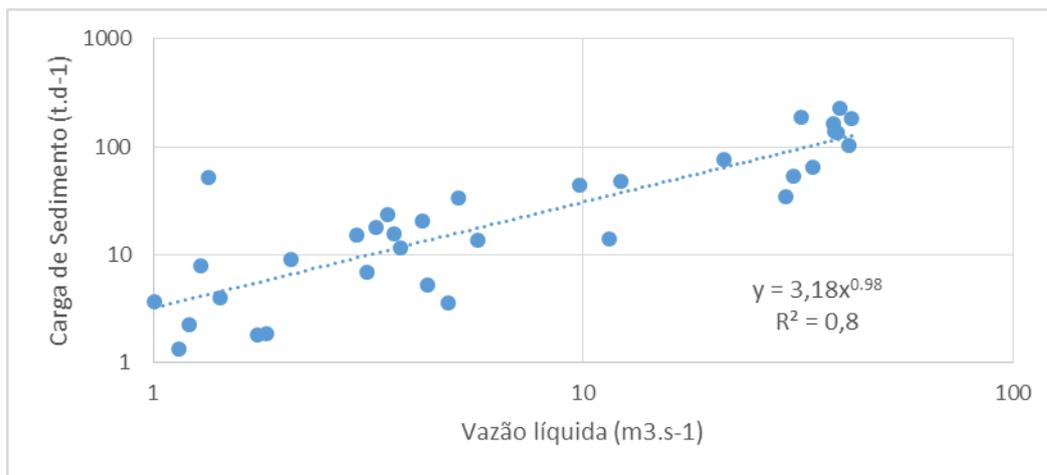


Figura 4: Curva-chave de sedimentos (CCs) para o período de 1997 a 2010.

4.2. Calibração do modelo da exportação de sedimento

A simulação do modelo utilizando valores default dos parâmetros de calibração obteve um valor 9634,68% superior ao sedimento observado ($13123,8 \text{ Mg}.\text{yr}^{-1}$). As simulações realizadas para o parâmetro K_b identificaram que o valor de 0,684 resultou no melhor ajuste, ou seja, resultou em menor erro $<1\%$ entre o aporte de sedimentos simulado (E_{sim}) e o aporte de sedimento observada (E_{obs}).

4.3. Análise das simulações dos cenários

4.3.1. Perda de solo (USLE)

Em função da topografia da bacia, tipos solos e uso e cobertura do solo, a perda de solo média anual na linha de base (BL), cenários otimista (OP) e pessimista (PE) foi muito variável (Figura 5). As altas taxas de perda de solo ($> 10 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) na Figura 5 foram associadas a uma combinação de encostas íngremes, solos altamente erodíveis e uso antrópico da terra.

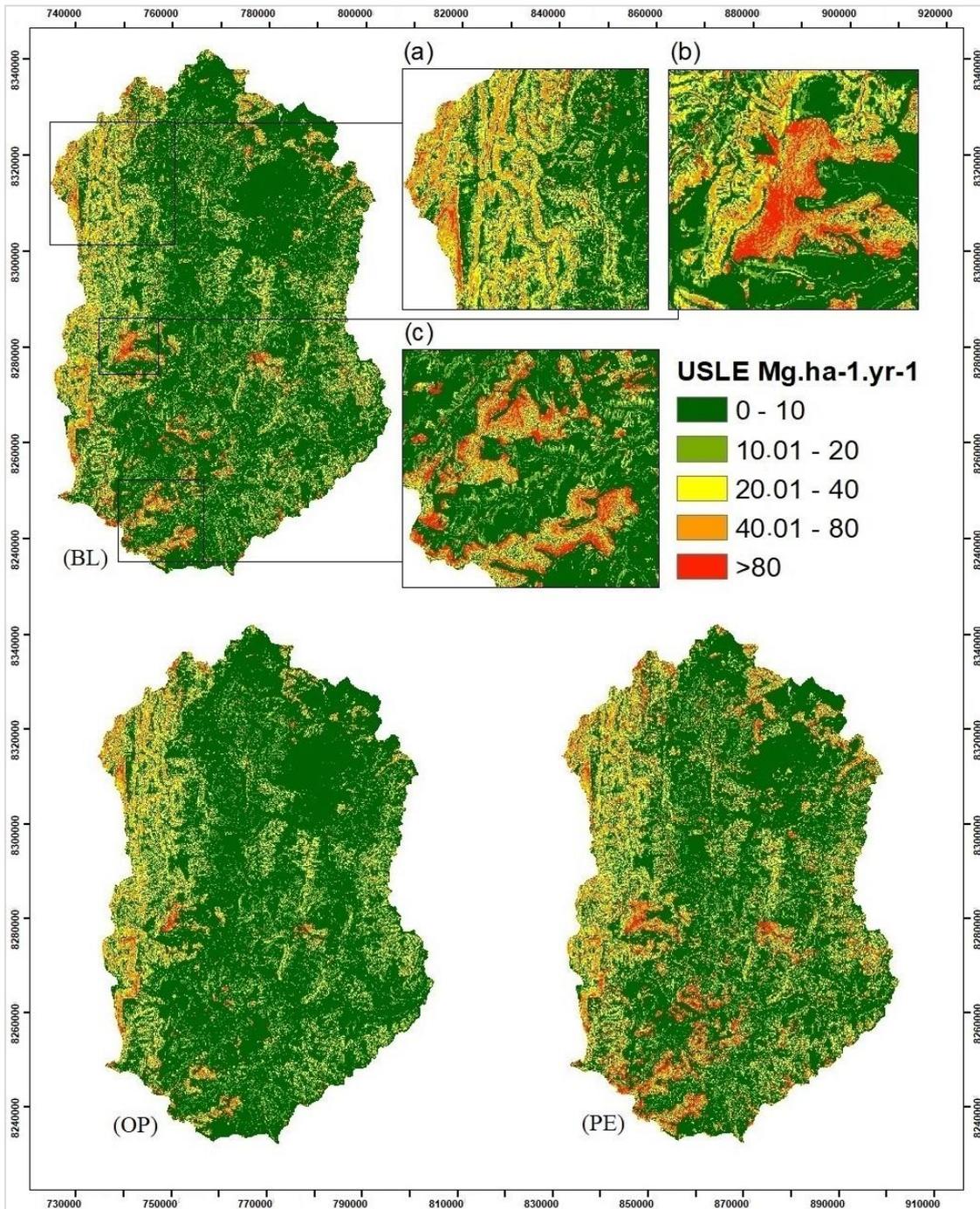


Figura 5: Perda de solo (USLE) na bacia Pardo-FB nos cenários BL (CUCS linha de base), OP (CUCS otimista) e PE (PE-CUCS) simulados com erosividade da chuva média ($R_{\text{médio}}$). Destaques para a perda de solo em (a) relevo acidentado, (b) bordas dos plantios de eucalipto e (c) plantios de eucalipto em solo com alta erodibilidade (Neossolo litólico).

Nos cenários e uso e cobertura do solo (CUCS), a perda de solo média variou de $9,2 \text{ Mg. ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$ no cenário OP_L (Rseco) para $36,1 \text{ Mg. ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$ no cenário PE (Rúmido) (Figura 6). As áreas da bacia onde a erosão estava acima e abaixo da tolerância

de perda de solo no local são apresentadas na Tabela 4 para os diferentes cenários de uso da terra, conservação e clima.

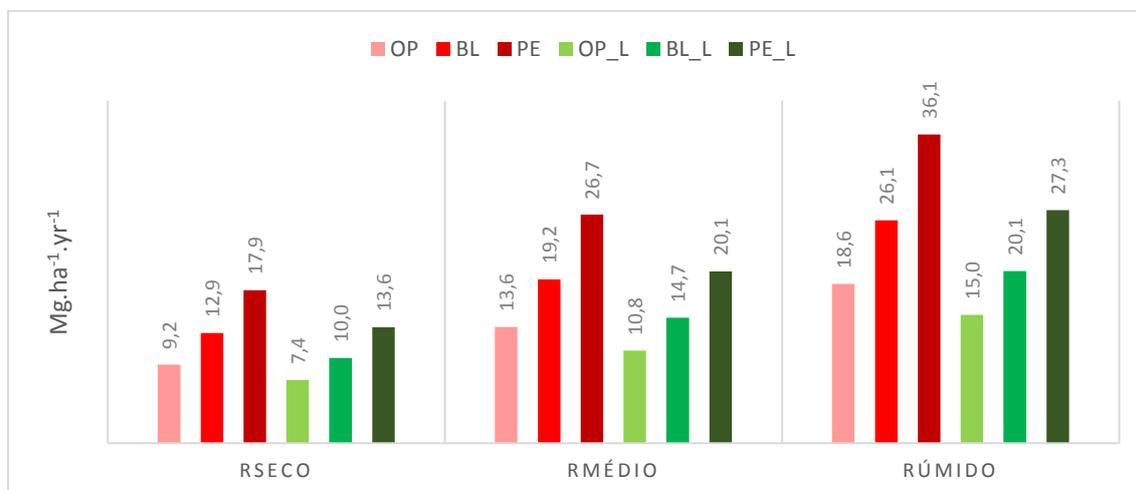


Figura 6: Perda de solo média. Cenários de uso e cobertura do solo: BL–CUCS linha de base, OP- CUCS otimista e PE– CUCS pessimista; Cenários de Conservação: BL_L– CUCS linha de base e práticas de conservação, OP_L- CUCS otimista e práticas de conservação, PE_L– CUCS pessimista e práticas de conservação; Cenários climáticos: Rmédio (erosividade média), Rseco- clima seco, Rúmido- clima úmido.

Tabela 4: Porcentagem de áreas da bacia com erosão acima e abaixo da tolerância de perda de solo *on-site* (10 Mg.ha⁻¹.yr⁻¹). Cenários de uso e cobertura do solo: BL–CUCS linha de base, OP- CUCS otimista e PE– CUCS pessimista; Cenários de Conservação: BL_L– CUCS linha de base e práticas de conservação, OP_L- CUCS otimista e práticas de conservação, PE_L– CUCS pessimista e práticas de conservação; Cenários climáticos: Rmédio (erosividade média), Rseco- clima seco, Rúmido- clima úmido.

Cenários	Rseco		Rmédio		Rúmido	
	≤T	>T	≤T	>T	≤T	>T
OP	77,3	22,7	68,6	31,4	61,2	38,8
BL	71,8	28,2	62,7	37,3	55,2	44,8
PE	66,1	33,9	56,9	43,1	49,7	50,3
OP_L	80,0	20,0	72,0	28,0	64,8	35,2
BL_L	75,6	24,4	67,1	32,9	59,9	40,1
PE_L	71,1	28,9	62,5	37,5	55,4	44,6

4.3.2. Exportação de sedimentos

O aporte de sedimentos anual da bacia na saída da bacia variou de 0,2 a 0,3% e de 0,05 a 0,07% da perda total de solo gerada nos diferentes cenários de uso e cobertura do solo e conservação, respectivamente (Figura 7). A produção de sedimentos variou de 1,2 Gg. ano⁻¹ para o cenário OP_L (Rseco) para 52,2 Gg. ano⁻¹ para o cenário PE (Rúmido).

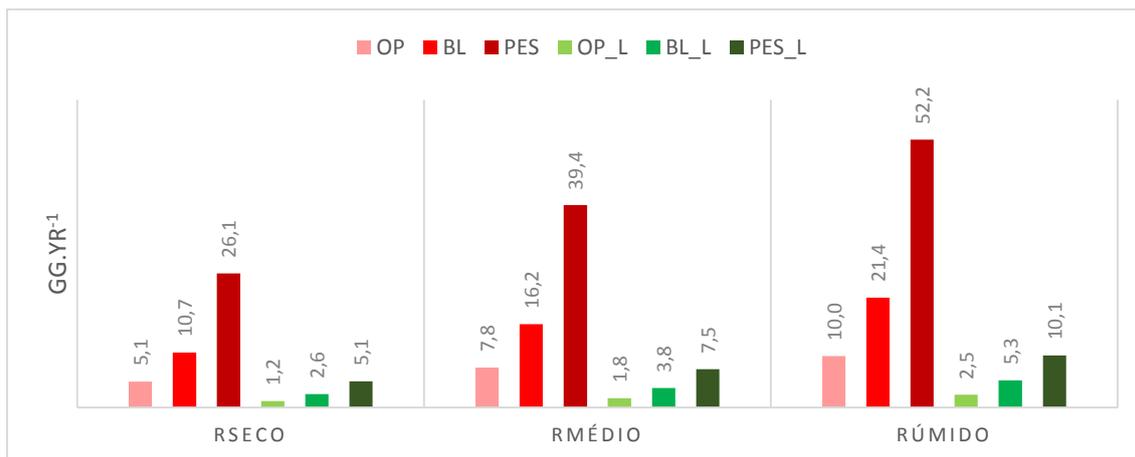


Figura 7: Aporte de sedimento total no exutório da bacia. Cenários de uso e cobertura do solo: BL–CUCS linha de base, OP- CUCS otimista e PE– CUCS pessimista; Cenários de Conservação: BL_L– CUCS linha de base e práticas de conservação, OP_L- CUCS otimista e práticas de conservação, PE_L– CUCS pessimista e práticas de conservação; Cenários climáticos: Rmédio (erosividade média), Rseco- clima seco, Rúmido- clima úmido.

A Tabela 5 apresenta a % das áreas da bacia onde o aporte de sedimento nos pixels da bacia estava abaixo e acima do limite de tolerância *off-site* ($1,0 \text{ Mg. ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$). A maior parte da bacia gera uma quantidade de sedimentos abaixo de $1,0 \text{ Mg. ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$, que chega a 100% em alguns cenários.

Tabela 5: Percentagem da acima e abaixo da tolerância de perda de solo *off-site* ($1 \text{ Mg. ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$) Cenários de uso e cobertura do solo: BL–CUCS linha de base, OP- CUCS otimista e PE– CUCS pessimista; Cenários de Conservação: BL_L– CUCS linha de base e práticas de conservação, OP_L- CUCS otimista e práticas de conservação, PE_L– CUCS pessimista e práticas de conservação; Cenários climáticos: Rmédio (erosividade média), Rseco- clima seco, Rúmido- clima úmido.

Cenários	Rseco		Rmédio		Rúmido	
	$\leq T$	$> T$	$\leq T$	$> T$	$\leq T$	$> T$
OP	99,99	0,01	99,94	0,06	99,93	0,07
BL	100,0	0,0	99,84	0,16	99,78	0,22
PE	100,0	0,0	99,42	0,58	99,16	0,84
OP_L	100,0	0,0	100,0	0,0	100,0	0,0
BL_L	100,0	0,0	99,99	0,01	99,98	0,02
PE_L	100,0	0,0	99,95	0,05	99,91	0,09

Em média, apenas 0,1% da área da bacia experimentou sedimentação *off-site* acima do limite de tolerância. Tais áreas foram caracterizadas por possuírem os maiores valores de IC, SDR, CP, LS, K, R e uma inclinação acima de 20%, incluindo mosaico de agricultura e pastagem, áreas desmatadas e plantações de eucalipto. Por outro lado, as áreas da bacia abaixo do limite de tolerância fora do local de $1 \text{ Mg. ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$ incluíam formação florestal, formação savânica e pastagens em áreas mais planas.

4.3.3. Retenção de sedimentos

Os resultados de retenção de sedimentos da bacia Pardo-FB são apresentados na Figura 8 para os diferentes cenários. Observa-se pouca variação entre os cenários de uso e cobertura do solo e de conservação, mas existia uma diferença significativa na retenção de sedimentos entre os três cenários climáticos (Rseco, Rmédio e Rúmido).



Figura 8: Retenção de solo Total na bacia Pardo=FB. Cenários de uso e cobertura do solo: BL–CUCS linha de base, OP- CUCS otimista e PE– CUCS pessimista; Cenários de Conservação: BL_L– CUCS linha de base e práticas de conservação, OP_L- CUCS otimista e práticas de conservação, PE_L– CUCS pessimista e práticas de conservação; Cenários climáticos: Rmédio (erosividade média), Rseco- clima seco, Rúmido- clima úmido.

4.3.4. Práticas de conservação

Nos diferentes cenários de conservação, as diretrizes do Sistema Nacional de Unidades de Conservação e do Código Florestal foram aplicadas em 10% da área da bacia e reduziram a perda de solo e a exportação de sedimentos (Tabela 6). A eficácia das medidas de conservação foi diretamente proporcional ao aumento da área antrópica. Em relação à erosividade da chuva, isso não ocorreu, pois no cenário Rúmido os benefícios foram iguais ou menores do que o cenário Rseco.

Tabela 6: Redução percentual na perda de solo e exportação de sedimentos após a aplicação das práticas de conservação. OP -> OP_L: .cenário de uso e cobertura do solo OP (CUCS otimista) para cenário de conservação OP_L (CUCS otimista e práticas de conservação); BL -> BL_L: cenário de uso e cobertura do solo BL (CUCS linha de base)

para cenário de conservação BL_L (CUCS linha de base e práticas de conservação); PE -> PE_L: cenário de uso e cobertura do solo PE (CUCS pessimista) para cenário de conservação PE_L (CUCS pessimista e práticas de conservação).

Variáveis e Cenários		OP -> OP_L	BL -> BL_L	PE -> PE_L
Perda de solo	Rseco	19.6	22.8	24.3
	Rmédio	20.5	23.5	24.8
	Rúmido	19.4	22.8	24.5
Aporte de sedimentos	Rseco	75.8	75.4	80.5
	Rmédio	77.0	76.3	81.0
	Rúmido	75.3	75.4	80.6

5. DISCUSSÃO

5.1. Curva-chave de sedimentos (CCs)

O R^2 (0,8) da curva-chave de sedimentos para a estação Fazenda Benfica presente no exutório da bacia Pardo-FB caracteriza um bom ajuste (LIMA et al., 2006). No entanto, pode haver viés devido à baixa frequência de amostragem de sedimentos (CARVALHO, 2008b).

5.2. Calibração do modelo da SDR-InVEST

O bom ajuste (erro <1%) entre o aporte de sedimento observado e o aporte de sedimento simulado indica que o modelo SDR-InVEST pode explicar o comportamento médio sedimentológico da bacia Pardo-FB, semelhante a outros estudos em diferentes partes do mundo, usando dados de longo prazo (HAMEL et al., 2015, 2020; PAVANI et al., 2020; SAAD et al., 2018, 2021; TERRADO et al., 2014a).

5.3. Perda de solo

As altas taxas de perda de solo ($>10 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$) na Figura 5 foram associadas a uma combinação de encostas íngremes, solos altamente erodíveis e áreas antropizadas. Os valores de perda de solo aumentaram em encostas íngremes, embora em áreas planas, onde a conversão da vegetação nativa em um mosaico de agricultura e pastagens e plantações de eucalipto, também apresentassem altos valores de perda de solo, como os encontrados em outros estudos (BORRELLI et al., 2020; BORSELLI; CASSI; TORRI, 2008; GOMES et al., 2019; PEROVIĆ et al., 2019).

No cenário BL com erosividade de linha de base (Rmédio), 63% da área da bacia apresentaram taxas de erosão abaixo da tolerância à perda de solo ($10 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$)

(Figura 5). Essas áreas são cobertas por vegetação nativa (91%), áreas de baixa declividade ($< 10\%$) e áreas de baixa erodibilidade ($K < 0,02$). A faixa de perda de solo entre 10 e $80 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$ (33% da área da bacia) é dominada por vegetação nativa e áreas antropizadas, encostas íngremes e solos altamente erodíveis ($K > 0,02$). Menos de 4% da área da bacia possui erosão severa ($>80 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$) no cenário BL, que corresponde a áreas antropizadas, declividade $> 20\%$ e erodibilidade do solo $< 0,02$. Os outros cenários de uso e cobertura do solo (OP e PE) mostraram tendências semelhantes.

As diferenças nos valores de perda de solo entre os tipos de uso e cobertura do solo encontraram uma boa correspondência com estudo *in loco* que utilizaram parcelas de escoamento no Cerrado, onde as perdas de solo de condições naturais e não perturbadas do Cerrado foram muito baixas em comparação com áreas ocupadas por agricultura convencionais e plantios florestais (ANACHE, 2017; ANACHE et al., 2018; CÂNDIDO et al., 2014; CARVALHO et al., 2007; OLIVEIRA; NEARING; WENDLAND, 2015; PIRES et al., 2006; RIEGER et al., 2016). As baixas taxas de perda de solo da vegetação nativa resultam do dossel e cobertura do permanente, alta estratificação vertical e solos não perturbados e altamente permeáveis, que facilitam a infiltração de água no solo e reduzem o escoamento superficial (FONSECA; UAGODA; CHAVES, 2022; GMACH et al., 2018; LIMA, 2010; LIMA; SILVA, 2007; SANO; ALMEIDA; RIBEIRO, 2018; SILVA et al., 2010).

As mudanças no uso e cobertura do solo aumentam a suscetibilidade à degradação do solo principalmente durante o verão, quando ocorrem eventos de precipitação intensa, como no cenário Rúmido (ANACHE, 2017; PEROVIĆ et al., 2019; TERRADO et al., 2014a; VAUGHAN et al., 2017; WISCHMEIER; SMITH, 1978). Isso justifica o percentual de áreas acima da tolerância de perda de solo *on-site*, revido ao aumento de áreas antrópicas e de eventos extremos de umidade encontrados nos resultados.

5.4. Sedimentos exportados ao exutório da bacia

A exportação de sedimentos na bacia foi diretamente proporcional à erosividade das chuvas e inversamente correlacionada à porcentagem de vegetação nativa, conforme relatado em outros estudos (BORSELLI; CASSI; TORRI, 2008; VIGIAK et al., 2012). No cenário BL (Rmédio), as áreas antrópicas contribuem 6,4 vezes mais que a vegetação nativa para o total de sedimentos que atingem exutório da bacia. Os outros cenários mostraram tendências semelhantes.

As diferenças no aporte de sedimentos entre os cenários são influenciadas pelas fontes de sedimentos (perda de solo, USLE) e pela entrega de sedimentos (taxa de entrega de perda de solo, SDR e índice de continuidade, IC) (JAMSHIDI; DRAGOVICH; WEBB, 2014b; SHARP et al., 2020; TERRADO et al., 2014a; VAUGHAN et al., 2017; ZHOU et al., 2019). Quase metade das áreas do mosaico de agricultura e pastagens estão até 130 m dos rios em BL, e isso aumentou em PE. Nesses locais, os sedimentos erodidos são menos propensos a encontrar obstáculos que impeçam o fluxo de sedimentos, devido à proximidade dos rios (JAMSHIDI; DRAGOVICH; WEBB, 2014b; TERRADO et al., 2014a; VAUGHAN et al., 2017; ZHOU et al., 2019). Além disso, nas margens dos rios, as cargas de sedimentos, provenientes de encostas e áreas mais elevadas, são potencialmente maiores devido à maior distância e maior declividade do caminho (JAMSHIDI; DRAGOVICH; WEBB, 2014b; TERRADO et al., 2014a; VIGIAK et al., 2012).

As áreas sem vegetação e plantações de eucalipto também ocorrem próximas a rios e em áreas com declividades acima de 10%, o que aumenta a suscetibilidade de transporte do aporte de sedimentos (WISCHMEIER, 1976). No cenário OP, locais próximos a rios possuem maior percentual de vegetação nativa, o que proporciona maior impedância e infiltração de água e sedimentos erodidos (DURIGAN et al., 2022; SAAD et al., 2018, 2021; SANO; ALMEIDA; RIBEIRO, 2018; THELLMANN, 2020).

Infere-se, então, que as áreas antrópicas e sua distribuição espacial facilitam o transporte de sedimentos de outras partes da bacia para os rios. Assim, além do aumento das fontes de sedimentos, a expansão das áreas antrópicas ao longo do tempo aumenta a conectividade na paisagem, o que resulta em um aumento significativo na exportação de sedimentos (GASHAW et al., 2021; JAMSHIDI; DRAGOVICH; WEBB, 2014b; TERRADO et al., 2014a; VAUGHAN et al., 2017; VIGIAK et al., 2012; ZHOU et al., 2019).

As chances das partículas de solo serem transportadas dependem da disponibilidade de água, que pode ser gerada no local e/ou proveniente de encostas (BORSELLI; CASSI; TORRI, 2008). Portanto, o PE é um cenário pessimista não apenas em relação aos serviços ecossistêmicos do solo e da água, mas também em relação às mudanças climáticas, favorecendo o efeito negativo dos extremos úmidos.

5.5. Retenção de sedimentos

A retenção de sedimentos foi inversamente proporcional à perda de solo e à presença de vegetação permanente, ao contrário dos resultados de estudos semelhantes (JAMSHIDI; DRAGOVICH; WEBB, 2014b; TERRADO et al., 2014a; VAUGHAN et al., 2017). A vegetação nativa tem potencial para reter sedimentos, principalmente nas áreas de encosta, enquanto áreas desmatadas, plantações de café e eucalipto apresentaram o menor potencial de retenção de sedimentos. A retenção de sedimentos foi proporcional à erosividade do solo, fato corroborado por outros estudos (PEROVIĆ et al., 2019; TERRADO et al., 2014a).

5.6. Práticas de conservação

As práticas de conservação utilizadas reduziram os impactos da encosta na erosão hídrica do solo e reduziram o potencial de transporte de sedimentos na paisagem e sua entrega aos rios (SDR e CI) [40-46]. Com sedimentos menos erodidos e baixa conectividade na paisagem, naturalmente a exportação de sedimentos e áreas acima da tolerância *off-site* serão reduzidas [13,37,38,47-49].

No entanto, os resultados também mostraram que cenários de alta pluviosidade limitam os benefícios das práticas conservacionistas. A capacidade da vegetação de influenciar a perda de solo e a conectividade do fluxo de sedimentos tem forte dinâmica temporal e espacial, que varia de acordo com as estações do ano e os extremos climáticos (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2014; BORSELLI; CASSI; TORRI, 2008; ZAIED; JOMAA; OUESSAR, 2021).

Borrelli et al. (2020) simulou mudanças futuras no clima e no uso do solo em diferentes partes do mundo e observou que em cenários de precipitação extrema será necessário ampliar o uso de práticas conservacionistas e a restauração da vegetação nativa. No entanto, os autores enfatizam que, para algumas localidades, tais práticas podem ser insuficientes para minimizar os impactos da intensa erosividade das chuvas nos processos erosivos.

6. CONCLUSÃO

Na condição atual (linha de base), a bacia do Pardo-FB tem uma perda média de solo de 19 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, equivalente a 1,9 vezes a tolerância à perda de solo on-site, como consequência da cobertura antrópica do solo, declives acentuados e alta

erodibilidade do solo. Se não for controlado, isso pode levar à degradação permanente do solo.

Embora o aporte de sedimento médio da bacia tenha excedido o limite de tolerância *off-site* no cenário PE em apenas 2%, o alto rendimento de sedimento na saída da bacia (uma média de 16,2 Gg ano⁻¹) tem um alto potencial de assoreamento.

Os resultados do estudo indicam que a vegetação nativa, erosividade reduzida e práticas de conservação contribuem significativamente para a redução dos impactos de perda de solo dentro e fora do local, como degradação e sedimentação do solo, aumentando a retenção de sedimentos nas encostas da bacia.

Essas descobertas, se foram corroboradas por outros estudos, podem levar ao estabelecimento de políticas sólidas de conservação do solo na bacia do Pardo e outras bacias hidrográficas semelhantes do Cerrado, melhorando a sustentabilidade geral da bacia.

O uso do modelo SDR- InVEST pode ser útil na análise hidrossedimentológicas das mudanças de uso e ocupação do solo e do clima, podendo ser utilizado em iniciativas que visem reduzir a erosão e o aporte de sedimentos em bacias semelhantes. No entanto, o modelo apresenta algumas limitações (SHARP et al., 2020). Embora o uso da USLE (Eq. 5) seja comum, é uma equação limitada, pois calcula apenas os processos de erosão laminar e em sulcos e não os processos de voçorocas e erosão em massa, como deslizamentos de terra, que impactam significativamente a quantificação da erosão do solo em algumas áreas (WISCHMEIER, 1976). Os resultados desses estudos devem ser vistos como uma análise preliminar para auxiliar estudos futuros que descrevam com maior precisão os processos erosivos e que norteiem decisões de gestão da bacia.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALEWELL, C. et al. Using the USLE: Chances, challenges and limitations of soil erosion modelling. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 7, n. 3, p. 203–225, set. 2019.

ANA. **Unidades de Planejamento Hídrico – UPH**. Agência Nacional de Águas - Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos, 2016. Disponível em: <<https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/api/records/df48de18-753b-4789-964d-7f0967c53d08>>. Acesso em: 31 jan. 2022

ANA. **Hidroweb: Sistemas de informações hidrológicas**. ANA - Agência Nacional de Águas, 2018. Disponível em: <<https://www.snirh.gov.br/hidroweb>>. Acesso em: 7 set. 2022

ANACHE, J. A. A. et al. Runoff and soil erosion plot-scale studies under natural rainfall: A meta-analysis of the Brazilian experience. **CATENA**, v. 152, p. 29–39, 2017a.

ANACHE, J. A. A. **Alterações no ciclo hidrológico e na perda de solo devido aos diferentes usos do solo e variações climáticas em área de Cerrado**. Doctorate's Thesis—São Paulo : Universidade de São Paulo - USP, 2017.

ANACHE, J. A. A. et al. Runoff and soil erosion plot-scale studies under natural rainfall: A meta-analysis of the Brazilian experience. **CATENA**, v. 152, p. 29–39, maio 2017b.

ANACHE, J. A. A. et al. Land use and climate change impacts on runoff and soil erosion at the hillslope scale in the Brazilian Cerrado. **Science of The Total Environment**, v. 622–623, p. 140–151, maio 2018.

ANJINHO, P. DA S.; BARBOSA, M. A. G. A.; MAUAD, F. F. Evaluation of InVEST's Water Ecosystem Service Models in a Brazilian Subtropical Basin. **Water**, v. 14, n. 10, p. 1559, 12 maio 2022.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do Solo**. 9. ed. São Paulo: Ícone, 2014.

BORRELLI, P. et al. Land use and climate change impacts on global soil erosion by water (2015-2070). **Proceedings of the National Academy of Sciences (PNAS)**, v. 117, n. 36, 2020.

BORSELLI, L.; CASSI, P.; TORRI, D. Prolegomena to sediment and flow connectivity in the landscape: A GIS and field numerical assessment. *CATENA*, v. 75, n. 3, p. 268–277, nov. 2008.

BRANDÃO, C.; CARDOSO NETO, A.; BARROS, M. **Diretrizes para análise de dados hidrométricos e normas para identificação de correções e preenchimentos de falhas**. Rio de Janeiro-RJ: [s.n.].

BRASIL. SNUC- Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza. Lei nº 9.985. de 18 de julho de 2000Brasil, 2000. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19985.htm>. Acesso em: 27 jan. 2022

BRASIL. **Código Florestal - Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012.** , 2012. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm>. Acesso em: 27 jan. 2022

CÂNDIDO, B. M. et al. Erosão hídrica pós-plantio em florestas de eucalipto na bacia do rio Paraná, no leste do Mato Grosso do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, n. 5, p. 1565–1575, out. 2014.

CARVALHO, DE O. C. **Hidrossedimentologia Prática**. Rio de Janeiro: [s.n.].

CARVALHO, N. DE O. **Hidrossedimentologia Prática**. 2. ed. [s.l.] Interciência, 2008b.

CARVALHO, R. et al. Erosão hídrica em latossolo vermelho sob diversos sistemas de manejo do cafeeiro no Sul de Minas Gerais. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 31, n. 6, p. 1679–1687, dez. 2007.

CHAVES, H. M. L. **Modelagem matemática da erosão hídrica: passado presente e futuro** In: ALVAREZ V.H.; FONTES, L.E.; FONTES, M.P.F. (Eds.). **O solo nos grandes domínios morfoclimáticos do Brasil e o desenvolvimento sustentado**. Viçosa: SBCS, UFV, DPS, 1996.

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

CHAVES, H. M. L.; NEARING, M. A. Uncertainty Analysis of the WEPP soil erosion model. **Transactions of the ASAE**, v. 34, n. 6, p. 2437–2444, 1991.

CHAVES, H. M. L.; PIAU, L. P. Efeito da variabilidade da precipitação pluvial e do uso e manejo do solo sobre o escoamento superficial e o aporte de sedimento de uma bacia hidrográfica do Distrito Federal. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 333–343, 2008.

CHAVES NETO, J. B.; PINELLI, M. P.; OLIVEIRA, M. E. F. DE. **Programa Monitoramento Hidrossedimentométrico - Relatório Consolidado Semestral**. [s.l: s.n.].

CROKE, J.; NETHERY, M. Modelling runoff and soil erosion in logged forests: Scope and application of some existing models. **CATENA**, v. 67, n. 1, p. 35–49, ago. 2006.

CUNHA, E. R. DA et al. Assessment of current and future land use/cover changes in soil erosion in the Rio da Prata basin (Brazil). **Science of The Total Environment**, v. 818, p. 151811, abr. 2022.

DESMET, P. J. J.; GOVERS, G. A GIs procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. **J. Soi**, v. 51, p. 427–433, 1996.

DURIGAN, G. et al. Cerrado wetlands: multiple ecosystems deserving legal protection as a unique and irreplaceable treasure. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 20, n. 3, p. 185–196, jul. 2022.

FAO. **Healthy Soils Are the Basis for Healthy Food Production**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <<https://www.fao.org/documents/card/en/c/645883cd-ba28-4b16-a7b8-34babbb3c505/>>. Acesso em: 9 nov. 2022.

FERREIRA, V. DE O. Unidades de paisagem da Bacia do Rio Jequitinhonha, em Minas Gerais: Subsídios para a gestão de recursos hídricos. **Caminhos de Geografia**, v. 12, n. 37, p. 239–257, mar. 2011.

FONSECA, M. R. S.; UAGODA, R.; CHAVES, H. M. L. Rates, factors, and tolerances of water erosion in the Cerrado biome (Brazil): A meta- analysis of runoff plot data. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 47, n. 2, p. 582–595, 30 fev. 2022.

FOX, G. A. et al. Reservoir Sedimentation and Upstream Sediment Sources: Perspectives and Future Research Needs on Streambank and Gully Erosion. **Environmental Management**, v. 57, n. 5, p. 945–955, 17 maio 2016.

GASHAW, T. et al. Evaluating InVEST model for estimating soil loss and sediment export in data scarce regions of the Abbay (Upper Blue Nile) Basin: Implications for land managers. **Environmental Challenges**, v. 5, p. 100381, dez. 2021.

GMACH, M.-R. et al. Soil organic matter dynamics and land-use change on Oxisols in the Cerrado, Brazil. **Geoderma Regional**, v. 14, p. e00178, set. 2018.

GOMES, L. et al. Agricultural Expansion in the Brazilian Cerrado: Increased Soil and Nutrient Losses and Decreased Agricultural Productivity. **Land**, v. 8, n. 1, p. 12, 8 jan. 2019.

GORELICK, N. et al. Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. **Remote Sensing of Environment**, v. 202, n. 10, p. 18–27, 2017.

GUDMUNDSSON, L. et al. Technical Note: Downscaling RCM precipitation to the station scale using statistical transformations – A comparison of methods. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 16, n. 9, p. 3383–3390, 2012.

HAMEL, P. et al. A new approach to modeling the sediment retention service (InVEST 3.0): Case study of the Cape Fear catchment, North Carolina, USA. **Science of The Total Environment**, v. 524–525, p. 166–177, ago. 2015.

HAMEL, P. et al. Modeling seasonal water yield for landscape management: Applications in Peru and Myanmar. **Journal of Environmental Management**, v. 270, p. 110792, set. 2020.

IBGE. **Bases cartográficas contínuas.** Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/geociencias/cartas-e-mapas/bases-cartograficas-continuas/15759-brasil.html?=&t=acesso-ao-produto>>. Acesso em: 27 abr. 2022.

IBGE. **Semiárido Brasileiro.** Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/geociencias/cartas-e-mapas/mapas-regionais/15974-semiarido-brasileiro.html>>. Acesso em: 27 set. 2021.

IBGE. **IBGE Cidades.** Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 31 jan. 2022a.

IBGE. **IBGE - Informações ambientais.** Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/geociencias/cartas-e-mapas/informacoes-ambientais/15842-biomas.html?edicao=16060&t=acesso-ao-produto>>. Acesso em: 31 jan. 2022b.

IGAM. **Plano Diretor de Recursos Hídricos dos Afluentes Mineiros do Rio Pardo_PA1**. Belo Horizonte: [s.n.]. Disponível em: <<http://www.repositorioigam.meioambiente.mg.gov.br/handle/123456789/67>>. Acesso em: 27 set. 2021.

JAMSHIDI, R.; DRAGOVICH, D.; WEBB, A. A. Distributed empirical algorithms to estimate catchment scale sediment connectivity and yield in a subtropical region. **Hydrological Processes**, v. 28, n. 4, p. 2671–2684, 15 fev. 2014a.

JAMSHIDI, R.; DRAGOVICH, D.; WEBB, A. A. Distributed empirical algorithms to estimate catchment scale sediment connectivity and yield in a subtropical region. **Hydrological Processes**, v. 28, n. 4, p. 2671–2684, 15 fev. 2014b.

KOSMUS, M.; RENNER, I.; ULLRICH, S. **Integração de Serviços Ecológicos ao Planejamento do Desenvolvimento**. [s.l.: s.n.]. Disponível em: <http://www.aboutvalues.net/es/data/six_steps/integr_ecosys_serv_in_dev_planning_pt.pdf>. Acesso em: 25 abr. 2022.

LIMA, J. E. F. W. et al. **Fluxo de sedimentos em suspensão no exutório de grandes bacias hidrográficas em território brasileiro**. VII Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos. **Anais...2006**. Disponível em: <<https://www.researchgate.net/publication/242773253>>. Acesso em: 5 jan. 2022

LIMA, J. E. F. W. **Modelagem numérica do fluxo da água no solo e do escoamento de base em uma bacia experimental em área agrícola no Cerrado (Distrito Federal)**. Doctorate's Thesis—Brasilia - DF: Universidade de Brasília, 2010.

LIMA, J. E. F. W.; SILVA, M. DA S. **Estimativa da Contribuição Hídrica Do Cerrado Para As Grandes Bacias Hidrográficas Brasileiras**. XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. **Anais...São Paulo: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2007**.

MARENGO, J. A.; CUNHA, A. P.; ALVES, L. M. **Variabilidade e mudanças climáticas no semiárido brasileiro**. Campina Grande (PB): Instituto Nacional do Semiárido, 2016. v. 1

MARTINS, S. G. et al. Fator cobertura e manejo do solo e perdas de solo e água em cultivo de eucalipto e em Mata Atlântica nos Tabuleiros Costeiros do Estado do Espírito Santo. **Scientia Forestalis**, v. 38, p. 517–526, 2010.

- MATALLO JUNIOR., H. A desertificação no mundo e no Brasil. In: SCHENKEL, C. S. e MATALLO JR, H (Org). Desertificação. Em: 2. ed. Brasília: UNESCO, 2003.
- MOLDENHAUER, W. C.; ONSTAD, C. A. Achieving specified soil loss levels. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 30, p. 166–8, 1975.
- MONTANARELLA, L. Agricultural policy: Govern our soils. . **Nature**, v. 528, p. 32–33, 2015.
- MORGAN, R. P. C. S. **Soil erosion and Conservation**. 3. ed. [s.l.] National Soil Resources Institute, Cranfield University, 2005.
- OLIVEIRA, P. T. S.; NEARING, M. A.; WENLAND, E. Orders of magnitude increase in soil erosion associated with land use change from native to cultivated vegetation in a Brazilian savannah environment. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 40, n. 11, p. 1524–1532, 15 set. 2015.
- PAVANI, B. F. et al. Payments for ecosystem services to water resources protection in Paraíba do Sul Environmental Protection Area. **Ambiente & Sociedade**, v. 23, p. 1–24, 2020.
- PEROVIĆ, V. et al. Effects of changes in climate and land use on soil erosion: a case study of the Vranjska Valley, Serbia. **Regional Environmental Change**, v. 19, n. 4, p. 1035–1046, 7 abr. 2019.
- PIRES, L. S. et al. Erosão hídrica pós-plantio em florestas de eucalipto na região centro-leste de Minas Gerais. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 41, n. 4, p. 687–695, abr. 2006.
- PROCHNOW, D. et al. Razão de perdas de terra e fator C da cultura do cafeeiro em cinco espaçamentos, em Pindorama (SP). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, n. 1, p. 91–98, fev. 2005.
- RIEGER, F. A. et al. Water erosion on an Oxisol under integrated Crop-Forest systems in a transitional area between the Amazon and cerrado biomes. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 40, p. 1–12, 2016.
- RIGHETTO, A. M. **Hidrologia e Recursos Hídricos**. São Paulo: EESC-USP, 1998.

RISSE, L. M. et al. Error Assessment in the Universal Soil Loss Equation. **Soil Science Society of America Journal**, v. 57, n. 3, p. 825–833, maio 1993.

ROBINSON, D. A. et al. Soil natural capital in europe; a framework for state and change assessment. **Scientific Reports**, v. 7, n. 1, p. 6706, 27 dez. 2017.

RODRÍGUEZ SOUSA, A. A. et al. A Comparative Analysis of Soil Loss Tolerance and Productivity of the Olive Groves in the Protected Designation of Origin (PDO) Areas Norte Alentejano (Portugal) and Estepa (Andalusia, Spain). **Agronomy**, v. 11, n. 4, p. 665, 31 mar. 2021.

SAAD, S. I. et al. Analyzing ecological restoration strategies for water and soil conservation. **PLOS ONE**, v. 13, n. 2, p. e0192325, 9 fev. 2018.

SAAD, S. I. et al. Modeling the on-site and off-site benefits of Atlantic forest conservation in a Brazilian watershed. **Ecosystem Services**, v. 48, p. 101260, abr. 2021.

SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. DE; RIBEIRO, J. F. **Cerrado: ecologia e flora**. [s.l.] Embrapa Cerrados, 2018. v. 1

SANTOS, J. C. N. DOS et al. Determination of the cover factor and the MUSLE coefficients in watersheds in the Brazilian semiarid region. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, n. 11, p. 1157–1164, 1 nov. 2014.

SCHERTZ, D. L. The basis for soil loss tolerances. **Journal of Soil and Water Conservation January**, v. 38, n. 1, p. 10–14, 1983.

SHARP, R. et al. **InVEST 3.11.0. User's Guide**. [s.l.: s.n.]. Disponível em: <<https://invest-userguide.readthedocs.io/en/latest/>>. Acesso em: 25 abr. 2022.

SILVA, A. M. DA. Rainfall erosivity map for Brazil. **Catena**, v. 57, n. 3, p. 251–259, 22 ago. 2004.

SILVA, C. R. DA; CHAVES, H. M. L.; CAMELO, A. P. Calibração e validação da equação universal de perda de solos modificada (MUSLE) utilizando dados hidrossedimentológicos locais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 4, p. 1431–1439, ago. 2011.

SILVA, P. C. G. DA et al. **Caracterização do Semiárido brasileiro: fatores naturais e humanos In. Semiárido Brasileiro: Pesquisa, Desenvolvimento e Inovação.** Embrapa Semiárido ed. Petrolina, PE: Embrapa Semiárido, 2010.

SOUSA, K. DE et al. chirps: API Client for the CHIRPS Precipitation Data in R. **The Journal of Open Source Software**, v. 5, n. <https://doi.org/10.21105/joss.02419>, 2020.

SOUZA, C. M. et al. Reconstructing three decades of land use and land cover changes in brazilian biomes with landsat archive and earth engine. **Remote Sensing**, v. 12, n. 17, 1 set. 2020.

TERRADO, M. et al. Impact of climate extremes on hydrological ecosystem services in a heavily humanized Mediterranean basin. **Ecological Indicators**, v. 37, p. 199–209, fev. 2014a.

TERRADO, M. et al. Impact of climate extremes on hydrological ecosystem services in a heavily humanized Mediterranean basin. **Ecological Indicators**, v. 37, p. 199–209, fev. 2014b.

THELLMANN, K. **Simulating the impact of land use change and climate change on the supply of ecosystem services in a rubber-dominated watershed in Southwestern China.** Thesis—Stuttgart-Hohenheim, Germany : University of Honenheim, 2020.

THIESSEN, A. H. Precipitation Averages for Large Areas. *Monthly Weather Review*. v. 39, n. 7, p. 1082–1089, 1911.

VAUGHAN, A. A. et al. Near- Channel Versus Watershed Controls on Sediment Rating Curves. **Journal of Geophysical Research: Earth Surface**, v. 122, n. 10, p. 1901–1923, 23 out. 2017.

VERHEIJEN, F. G. A. et al. Tolerable versus actual soil erosion rates in Europe. **Earth-Science Reviews**, v. 94, n. 1–4, p. 23–38, maio 2009.

VIGIAK, O. et al. Comparison of conceptual landscape metrics to define hillslope-scale sediment delivery ratio. **Geomorphology**, v. 138, n. 1, p. 74–88, fev. 2012.

WISCHMEIER, W. A. Use and Misuse of the USLE. **Jour. of Soiland Water Conservation**, v. 31, p. 5–9, 1976.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning.** Washington, USDA: [s.n.]. Disponível em: <<https://naldc.nal.usda.gov/download/CAT79706928/PDF>>.

ZAIED, M. BEN; JOMAA, S.; OUESSAR, M. Soil Erosion Estimates in Arid Region: A Case Study of the Koutine Catchment, Southeastern Tunisia. **Applied Sciences**, v. 11, n. 15, p. 6763, 23 jul. 2021.

ZHOU, M. et al. Identifying the effects of land use change on sediment export: Integrating sediment source and sediment delivery in the Qiantang River Basin, China. **Science of the Total Environment**, v. 686, p. 38–49, 10 out. 2019.

CAPÍTULO 2: MODELAGEM DA VAZÃO E DO ABASTECIMENTO HÍDRICO SOB DIFERENTES CENÁRIOS DE USO DA TERRA, CLIMA E CONSERVAÇÃO NA BACIA DO RIO PARDO, SEMIÁRIDO MINEIRO.

Resumo: Cada vez mais, o mundo vem sofrendo com a escassez hídrica e compreender o nexos clima-solo-água é essencial para sustentabilidade hídrica e gestão das secas, principalmente nas regiões onde a água já é um recurso limitado. Esse nexos ainda é pouco entendido para o semiárido brasileiro, tornando as populações altamente suscetíveis à escassez de água. Nesse sentido, o modelo SWY-InVEST foi aplicado na bacia do Rio Pardo, no norte de Minas Gerais, com objetivo de compreender o impacto da mudança do uso do solo, de práticas de conservação e de condições climáticas variadas na vazão anual, vazão de base e escoamento superficial. O ajuste entre as vazões simuladas e as vazões observadas foi insatisfatória e por isso, os resultados foram analisados apenas de maneira relativa/qualitativa. A vazão total foi diretamente proporcional à precipitação e à área antrópica na bacia. Contudo, esses resultados refletem o aumento do escoamento rápido e dos picos de inundação proporcionada pelas áreas antropizadas. Além disso, os plantios de eucalipto impactaram a recarga local das áreas de chapada e das áreas de preservação permanente, reduzindo a vazão de base. A restauração da vegetação nativa e as práticas de conservação reduziram os picos de inundação e aumentaram a vazão de base, mesmo no cenário climático de extremo úmido. Isso representa mais benefícios potenciais para as comunidades locais, uma vez que haveria maior disponibilidade qualitativa e quantitativa de água, principalmente no período de estiagem. O estudo fornece informações que podem auxiliar na elaboração de medidas para equilibrar o uso da água e do solo com a proteção dos recursos naturais, visando reduzir os problemas de escassez hídrica da região.

Palavras-chave: modelo InVEST; abastecimento hidrico; eucalipto

1. INTRODUÇÃO

A água é um recurso vital para os seres vivos, mas 33% da população global vivem em situação de alta escassez hídrica, o que poderá afetar 5 bilhões de pessoas até 2050 (UNRIC, 2019). O aumento populacional, o consumo crescente da água para irrigação e pecuária, a contaminação dos ecossistemas aquáticos somados à imprevisibilidade e redução das precipitações e aos eventos de secas, decorrentes das mudanças climáticas, têm aumentado a escassez hídrica no mundo (SRINIVASAN; KONAR; SIVAPALAN, 2017; UNRIC, 2019). Além disso, as mudanças no uso e a degradação dos solos alteram o ciclo hidrológico terrestre e podem reduzir significativamente o armazenamento das águas subterrâneas, o que intensifica a pressão sobre os recursos hídricos (BRAUMAN et al., 2007b; PONETTE-GONZÁLEZ et al., 2015). A Convenção das Nações Unidas de Combate à Desertificação (UNCCD, 2020) propõe que analisar o nexo clima-solo-água é essencial para gestão hídrica e das secas. Caso medidas efetivas não sejam tomadas, a insegurança hídrica pode favorecer o crescimento da pobreza e da migração, principalmente nas regiões onde a água já é um recurso limitado (BIGGS et al., 2015; CHEN et al., 2018; SCHMALZ et al., 2016).

O Brasil frequentemente sofre com crises hídricas, com vazões históricas abaixo das médias, afetando o abastecimento de água para consumo humano e muitos setores da economia (CPRM, 2021; TRATA BRASIL, 2021). Em regiões áridas e semiáridas os altos índices evaporativos e baixas precipitações tornam os recursos hídricos limitados (Rosado & Moraes, 2010) e as mudanças climáticas tendem a agravar este cenário (UNRIC, 2019). No semiárido brasileiro tem sido observada nos últimos anos uma redução elevada das vazões dos rios e um aumento da emergência hídrica (MARENGO; CUNHA; ALVES, 2016; RABELO; LIMA NETO, 2018). As mudanças no uso do solo nesses locais podem reduzir ainda mais o abastecimento hídrico pois a vegetação nativa e os solos com alta permeabilidade, que beneficiam a infiltração e manutenção dos fluxos subterrâneos que garantem vazão nas épocas de estiagem, sofrem alterações significativas (BRAUMAN et al., 2007b; PONETTE-GONZÁLEZ et al., 2015).

No semiárido brasileiro, as estratégias para mitigar problemas hídricos incluem a exploração de fontes alternativas de água e a construção de infraestruturas hidráulicas (CIRILO, 2015; CPRM, 2021; INSA, 2012). Poucos estudos analisam os impactos do uso e ocupação do solo e dos extremos climáticos para definição de planos de ação ou de

gestão a fim de buscar aumento da disponibilidade hídrica nessas regiões (SRINIVASAN; KONAR; SIVAPALAN, 2017). A escassez hídrica e a ausência de políticas de uso sustentável dos recursos hídricos tornaram as populações das regiões afetadas altamente suscetíveis à falta de água.

Isso ocorre, por exemplo, no semiárido, no Norte de Minas Gerais onde há focos de conflitos por uso da terra e da água desde a década de 70, e a ocupação agrícola e silvicultural ocorre de forma desordenada (BRITO, 2013; CHAVES; RIBEIRO, 2014; IGAM, 2011). A região vem enfrentando secas severas no últimos anos e parte da população rural tem o abastecimento hídrico fornecido por caminhões pipa dos órgãos do estado. Ações desenvolvidas pelas comunidades, organizações da sociedade civil e dos governos municipais pelo acesso à terra, água e recursos do Cerrado vêm sendo feitas para melhoria do abastecimento hídrico da população. Contudo, a ausência de estudos hidrológicos locais e de políticas de uso sustentável dos recursos hídricos tornam as populações dessas regiões altamente suscetíveis à escassez hídrica.

Para priorizar esforços de prevenção de secas e o planejamento de ações, é necessário conhecimento hidrológico do local e ações que possam impactar a disponibilidade hídrica (KOSMUS; RENNER; ULLRICH, 2012; PONETTE-GONZÁLEZ et al., 2015). A análise de cenários futuros também é importante para a construção de medidas de prevenção (UNECE, 2009). Nesse sentido, a aplicação de modelagem hidrológica é uma alternativa para gerar dados e análises desta realidade. Em regiões como no Norte de Minas Gerais há escassez de dados, o que limita a utilização de modelos complexos, portanto são utilizados modelos hidrológicos mais simples e com requisitos de dados comparativamente baixos.

Nesse contexto, o modelo *Seasonal Water Yield* (SWY) que compõe o *Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs* (InVEST) desenvolvido pelo Natural Capital Project (SHARP et al., 2020) tem sido usado para modelar o balanço hídrico (HAMEL et al., 2020b; SAHLE et al., 2019), a gestão de recursos naturais (CONG et al., 2020) e o impacto de áreas protegidas (GAGLIO et al., 2019). O modelo distingue espacialmente as diferentes contribuições para os escoamentos de base e de superfície em uma bacia hidrográfica (SHARP et al., 2020) e os resultados podem ser interpretados diretamente como serviços ecossistêmicos hídricos (abastecimento e regulação de água), o que facilita sua aplicação na gestão e tomada de decisão

Nesse sentido, com a finalidade de gerar informações que possam contribuir para a gestão e segurança hídrica na bacia hidrográfica do Rio Pardo, no semiárido de Minas Gerais, estimou-se a vazão anual, o escoamento de base e de superfície, os serviços ecossistêmicos hidrológicos de abastecimento de água e a de mitigação de enchente com o modelo SWY – InVEST e avaliou-se a dinâmica hidrológica em diferentes cenários de uso e cobertura do solo e de clima.

2. OBJETIVOS

- **Objetivo Geral**

Avaliar o impacto de diferentes cenários de uso e cobertura do solo e de clima na vazão total, vazão de base e escoamento superficial, bem como os serviços ecossistêmicos hídricos de abastecimento de água e de mitigação de enchente na Bacia do Rio Pardo, no semiárido de Minas Gerais, usando o modelo *Seasonal Water Yield* (SWY– InVEST).

- **Objetivos Específicos**

- Calibrar o modelo SWY-InVEST para os anos civis e hidrológicos ímpares no período 1991 a 2010 na bacia;
- Validar o modelo SWY-InVEST para os anos civis e hidrológicos pares no período 1991 a 2010 na bacia;
- Estimar o escoamento superficial e a vazão de base, vazão total anual e os serviços ecossistêmicos de abastecimento de água e mitigação de enchente para diferentes cenários de uso do solo e variabilidade climática na bacia.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Área de estudo

A área de estudo, aqui denominada Pardo-FB, localiza-se no norte do estado de Minas Gerais (MG), está localizada na Bacia do Rio Pardo, norte do estado de Minas Gerais (MG) (Brasil), entre as latitudes S 15° 0' 42.595" e 15° 51' 9684" e as longitudes O 42° 31' 9,304" e 42° 30' 39,337" (Figura 1). A bacia Pardo-FB tem uma área de 5.508 km² e inclui cinco municípios (Indaiabira, Montezuma, Rio Pardo de Minas, Santo Antônio do Retiro, Vargem Grande do Rio Pardo), onde vivem 56.497 habitantes (IBGE, 2021a).

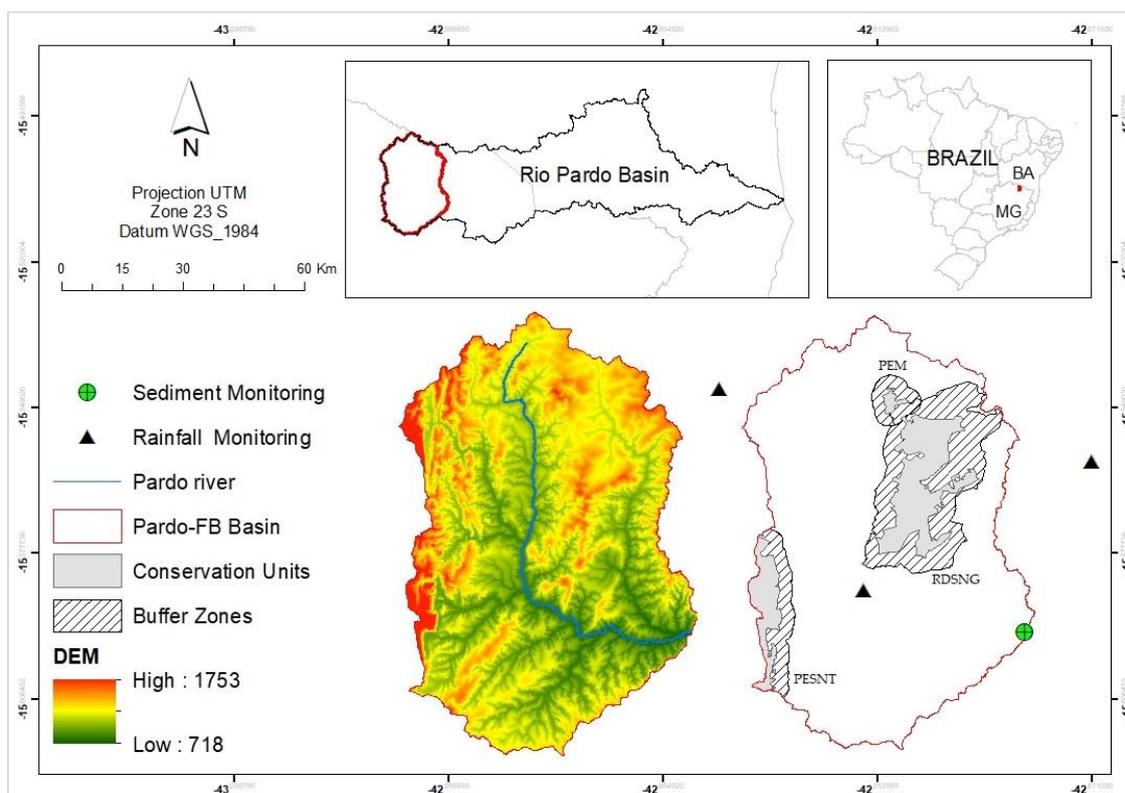


Figura 1: Localização da Bacia do Pardo-FB com seu curso d'água principal (rio Pardo); o Modelo Digital de Elevação (DEM); as estações de monitoramento pluviométrico e de sedimentos e as Unidades de Conservação (Reserva de Desenvolvimento Sustentável “Nascentes Geraizeiras” (RDSNG), Parque Estadual de Montezuma (PEM) e Parque Estadual “Serra Nova” e “Talhado” (PESNT)).

3.2. Modelo de produção sazonal de água (*Seasonal water yield model – SWY-InVEST*)

Para o diagnóstico hidrológico da área de estudo, foi usado o modelo de produção sazonal de água (*Seasonal water yield model - SWY*) (SHARP et al., 2020), que calcula o

escoamento de base (fluxo hídrico lento e subterrâneo que escoar para os corpos hídricos em uma escala de tempo de meses a anos) e o escoamento superficial (fluxo rápido que escoar durante ou logo após os eventos de chuva).

O modelo calcula o escoamento rápido (*quickflow*) mensal ($ER_{i,m}$) (Figura 2a), baseado no número-curva CN (*curve number*). O CN é um parâmetro que representa uma combinação de vegetação e solo e determina a parcela da chuva que se torna escoamento superficial (produzindo fluxo rápido) e qual parcela percola no solo (produzindo fluxo lento) (Figura 2a). Nesse sentido o $QF_{i,m}$ é calculado pela seguinte equação:

$$ER_{i,m} = n_m * \left(\left(a_{i,m} - \frac{1000}{CN_t} - 10 \right) \exp \left(- \frac{0,2 * \frac{1000}{CN_t} - 10}{a_{i,m}} \right) + \frac{\left(\frac{1000}{CN_t} - 10 \right)^2}{a_{i,m}} \exp \left(\frac{0,8 * \frac{1000}{CN_t} - 10}{a_{i,m}} \right) E_1 \left(\frac{\frac{1000}{CN_t} - 10}{a_{i,m}} \right) \right) * (25,4 \left[\frac{\text{mm}}{\text{in}} \right]) \quad \text{Equação 1}$$

Onde $ER_{i,m}$ é o escoamento rápido mensal (mm); n_m é o número de eventos de chuva no mês; $a_{i,m}$ é a precipitação média mensal (mm); CN_t é o número da curva (adimensional); E_1 é a função integral exponencial; $P_{i,m}$ é a precipitação mensal (mm); 25,4, se caracterizando como um fator de conversão de polegadas para milímetros; $ER_{quickflow}$ anual (mm).

$$a_{i,m} = \frac{P_{i,m}}{n_{i,m}} * 25,4 \quad \text{Equação 2}$$

$$E_1 = \int_1^{\infty} \frac{e^{-t}}{t} dt \quad \text{Equação 3}$$

Onde $a_{i,m}$ é a precipitação média mensal (mm), $P_{i,m}$ é a precipitação mensal para o pixel i no mês m , $n_{i,m}$ é o número de eventos no pixel i no mês m (mm); E_1 é a função integral exponencial; 25,4 é fator de conversão de polegadas (usado na equação) para milímetros (usado no modelo).

roteamento na escala do declive para calcular a evapotranspiração real (com base nas variáveis climáticas de cada pixel e na contribuição a montante) e o fluxo de base. Fonte: Sharp et al. (2020)

Assim, o fluxo rápido anual para a bacia pode ser calculado a partir da soma dos $ER_{i,n}$ valores:

$$ER = \sum_{m=1}^{12} ER_{i,m} \quad \text{Equação 4}$$

Onde ER_i é o escoamento rápido anual (mm); $ER_{i,m}$ é o escoamento rápido mensal (mm).

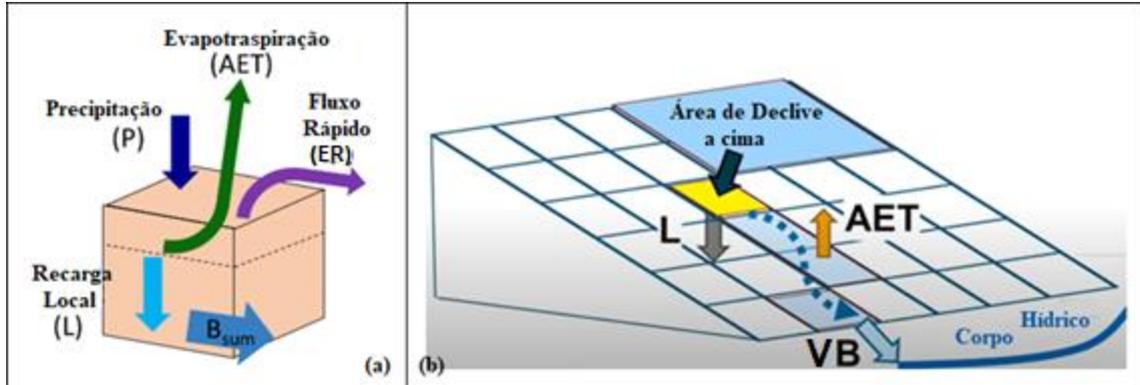


Figura 2: (a) Balanço hídrico na escala de pixels para calcular a recarga local e (b)

Em seguida o modelo calcula a recarga local (L_i), que é a parcela da água que infiltra no solo e se refere à contribuição potencial para a vazão de base (Figura 2). O modelo considera que a recarga local (L_i), em cada pixel da bacia, é dada pela seguinte equação:

$$L_i = P_i - ER_i - AET_i \quad \text{Equação 5}$$

Onde L_i é a recarga local anual (mm); P_i é a precipitação anual (mm); ER_i é o escoamento rápido (*quickflow*) anual (mm); AET_i é a evapotranspiração real anual (mm).

A evapotranspiração real mensal ($AET_{i,m}$), é limitada pela evapotranspiração potencial (PET) de cada mês, que por sua vez é limitada pela água disponível no solo (ALLEN et al., 1998):

$$AET_{i,n} = \min(PET_{i,m}; P_{im} - ER_{i,m} + \alpha_m \beta_i L_{sum.avail,i}) \quad \text{Equação 6}$$

$$PET_{i,m} = K_{c,i,m} * ETO_{i,m} \quad \text{Equação 7}$$

$$L_{sum.avail,i} = \sum_{j \in \{\text{neighbor pixels draining to pixel } i\}} p_{ij} * (\min(\gamma L_j, L_j)) + L_{sum.avail,j} \quad \text{Equação 8}$$

$$AET_i = \sum_{\text{meses}} AET_{i,m} \quad \text{Equação 9}$$

Onde $AET_{i,n}$ é a evapotranspiração real mensal (mm); $PET_{i,m}$ é a evapotranspiração potencial mensal (mm); P_{im} é a precipitação mensal (mm), $QF_{i,m}$ é o escoamento direto mensal (mm); $L_{sum.avail,i}$ é a recarga local disponível para um pixel, vindo dos pixels a montante (mm); $K_{c,i,m}$ é o fator de manejo mensal do solo (adimensional), $ET0_{i,m}$ é a evapotranspiração de referencial mensal (mm); p_{ij} é a proporção de fluxo da célula i para j; AET_i é a evapotranspiração real anual (mm); α , β e γ são parâmetros de calibração que definem a fração da recarga local anual disponível das área a montante para evapotranspiração em um pixel.

A vazão de base (*baseflow*) (VB_i) é a parcela da recarga local que atinge os rios e que contribui para a vazão no período de estiagem (Figura 2b), calculado da seguinte maneira:

$$VB_i = \max\left(B_{sum,i} * \frac{L_i}{L_{sum,i}}, 0\right) \quad \text{Equação 10}$$

Onde L_i é a recarga local, $L_{sum,i}$ é a recarga cumulativa a montante, $B_{sum,i}$ é fluxo de base cumulativo (proporcional ao fluxo de base cumulativo que deixa os pixels adjacentes no declive ao pixel de interesse menos o fluxo de base cumulativo que foi gerado no pixel de interesse).

3.3. Dados de entrada do SWY

Para aplicação do modelo SWY foram utilizados os seguintes dados: modelo digital de elevação (MDE), uso e cobertura do solo, precipitação mensal, grupos hidrológicos do solo, zonas climáticas, evapotranspiração de referência mensal, limite da bacia de contribuição, coeficiente da vegetação ou da cultura (K_c), fator curva-número (CN) e o número de eventos de chuva mensal para cada zona climática estabelecida (Tabela 1). As entradas *rasters*, independente da escala espacial, são remastadas pelo modelo SWY-InVEST para corresponder ao tamanho da célula do DEM (30 M). Portanto, todos os resultados do modelo terão o mesmo tamanho de célula.

Tabela 1: Dados de entrada e formato utilizado no modelo SWY-InVEST

Dados de entrada	Formato
Modelo de digital de elevação (MDE)	Raster
Uso e cobertura da terra (LULC)	Raster
Precipitação mensal	Raster

Grupos hidrológicos do solo SCS	Raster
Zonas climáticas	Raster
Evapotranspiração de referência mensal	Raster
Limite da bacia hidrográfica a ser modelada	Shapefile
Classes de uso e cobertura do solo (lucode)	Tabela.csv
Coefficiente da vegetação ou da cultura (Kc)	Tabela.csv
Fator Curva-Número (CN)	Tabela.csv
Número de eventos de chuva mensal	Tabela.csv
Zonas climáticas	Tabela.csv

O limite da bacia hidrográfica (Figura A - Apêndice), o modelo digital de elevação (MDE) (Figura 1), a distribuição espacial do uso e cobertura do solo (Figura 3, Capítulo 1) e a precipitação mensal foram adquiridos e corrigidos da mesma maneira indicada no Capítulo 1.

3.3.1. Coeficiente da vegetação ou da cultura (Kc)

O fator Kc, é o fator de evapotranspiração da vegetação, importante para a determinação das necessidades hídricas, e depende do tipo de planta, cobertura, e época do ano (Sato et al., 2007; Villa Nova et al., 2002; ALLEN et al., 1998). O SWY exige como entrada valores mensais de Kc que foram obtidos a partir dos valores propostos por Allen et al. (1998) (Tabela 2 e Figura 3a).

Tabela 2: Fator Kc adotados para cada classe de uso e cobertura do solo na bacia.

	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
Vegetação Nativa												
FF	0,8	0,9	0,9	0,8	0,8	0,7	0,7	0,7	0,7	0,8	0,9	0,9
FS	0,7	0,8	0,8	0,7	0,7	0,5	0,5	0,5	0,5	0,7	0,8	0,8
FC	0,55	0,65	0,65	0,55	0,55	0,35	0,35	0,35	0,35	0,55	0,65	0,65
CA	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Áreas Antrópicas												
PE	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
P	0,5	0,5	0,25	0,25	0,15	0,15	0,15	0,37	0,75	0,75	0,75	0,75
AP	0,75	0,5	0,5	0,5	0,5	0,3	0,3	0,3	0,75	0,75	0,75	0,75
C	0,75	0,5	0,5	0,5	0,5	0,3	0,3	0,3	0,75	0,75	0,75	0,75
IU	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4
NV	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4
Outros												
AR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
RL	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

Legenda: FF- Formação Florestal, FS- Formação Savânica, FC- Formação Campestre, CA- Campo Alagado, PE- Plantação de Eucalipto, P- Pastagem, AP- Mosaico de

Agricultura e Pastagem, C- Café, IU- Infraestrutura Urbana, NV- Áreas não vegetadas, AR- Afloramento Rochoso, RL- Rios e Lago.

As classes de uso e cobertura para o ano de 2010 foram obtidas da coleção Brazil MapBiomas 6 (SOUZA et al., 2020), por meio da plataforma Google Earth Engine (GORELICK et al., 2017). A classe de áreas não vegetadas representa áreas sem vegetação devido a fatores naturais e/ou antrópicos, não incluindo dunas, mineração e área urbana.

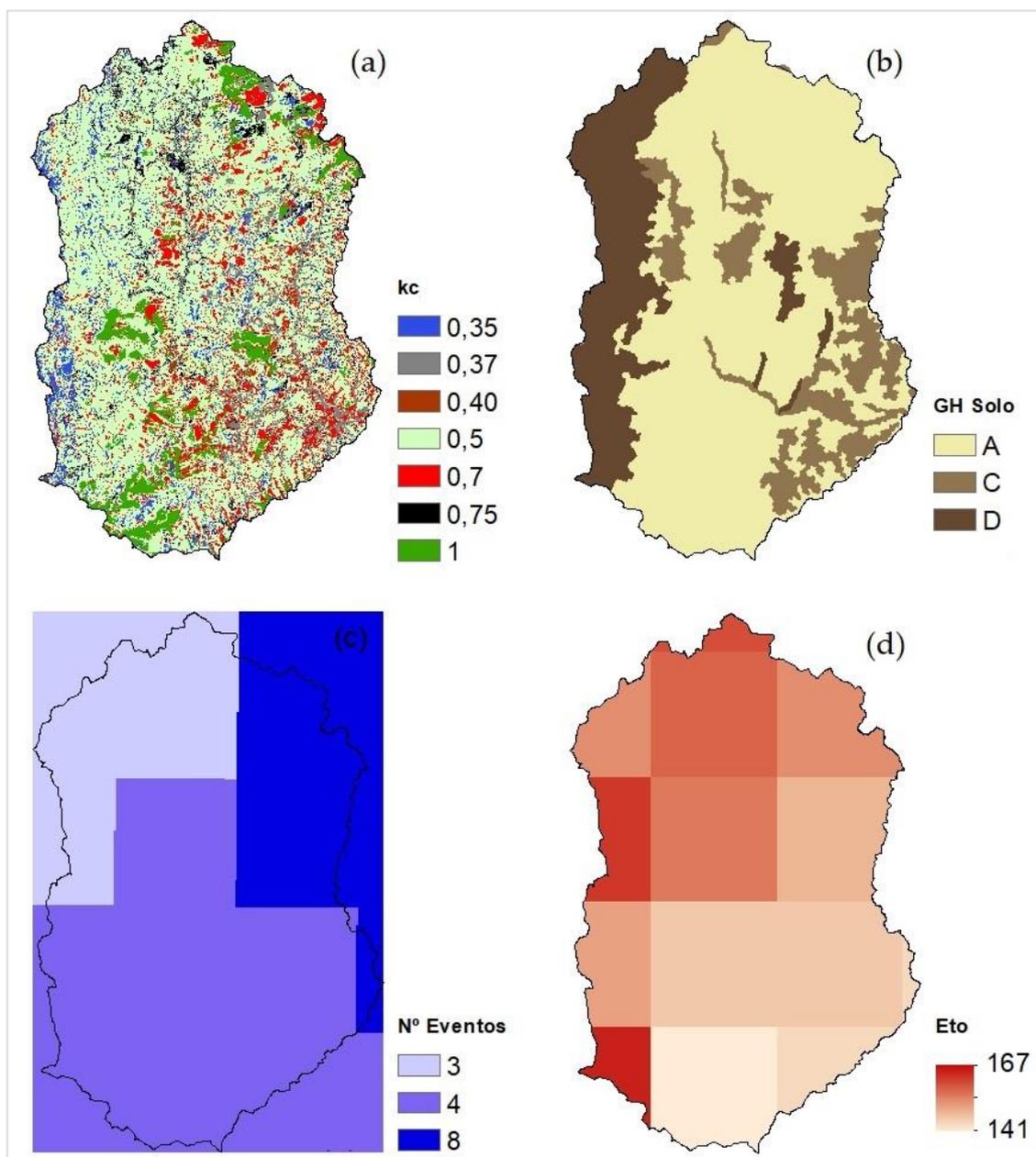


Figura 3: Dados de entrada do modelo SWY: (a) Coeficiente da vegetação – kc para dezembro de 2010, (b) Grupo hidrológico do solo, (c) N° eventos de precipitação, para

cada zona climática, para dezembro de 2010, (d) Evapotranspiração de referência (dezembro de 2010).

3.3.2. Número de eventos de chuva mensal

O número de eventos mensais de chuva foi obtido a partir das séries históricas diárias de precipitação das estações pluviométrica localizadas na área de estudo (Figura 1). Foram considerados eventos significativos, as precipitações acima de 0,1mm (SHARP et al., 2020). Assim, para cada mês e cada estação foi feita a soma das ocorrências de eventos significativos, totalizando os valores mensais.

Para representar a variabilidade espacial do número de eventos de chuva, foi inserido um mapa *raster* de zonas climáticas (Figura 3c). Para cada ano, a quantidade de eventos de precipitação foi associada à sua respectiva zona climática em uma tabela.csv. Foi considerado como zonas climáticas o polígono gerado baseado no Thiessen (1911) no item 3.4.5. do capítulo 1 (Figura Ba - Apêndice).

3.3.3. Grupos hidrológicos do solo SCS

A classificação hidrológica dos solos foi baseada na proposta de Sartori (2004) citado por Sartori; Lombardi Neto; Genovez (2005) para solos do Brasil (Tabela 3 e Figura 3b). Quando os solos estão completamente molhados, o grupo A compreende os solos com baixo potencial de escoamento e alta taxa de infiltração moderada taxa de infiltração, o grupo B compreende os solos contendo, o grupo C compreende os solos contendo baixa taxa de infiltração e o grupo D compreende os solos que possuem alto potencial de escoamento, tendo uma taxa de infiltração muito baixa. Para tanto foi determinada a distribuição espacial dos atributos pedológicos da área de estudo utilizando-se do mapa pedológico do IBGE, com escala espacial de 1:250.000 (IBGE, 2021).

Tabela 3: Classificação dos grupos hidrológicos dos solos da Bacia Pardo-FB

Solos	Unidades	Grupo hidrológico USDA
Cambissolo Háplico Alumínico	CXa4	C
Cambissolo Háplico Tb Distrófico	CXbd33	C
Cambissolo Háplico Ta Eutrófico	CXve28	C
Latossolo Amarelo Distrófico	LAd11	A
	LVA5	A
Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico	LVA7	A
	LVA31	A

	LVA _d 45	A
	RL _d 14	D
Neossolo Litólico Distrófico	RL _d 38	D
	RL _d 40	D
Neossolo Flúvico Ta Eutrófico	RY _{ve} 1	C

3.3.4. Fator Curva-Número (CN)

O fator CN é usado no modelo SWY para converter chuva em escoamento superficial e infiltração do solo para cada combinação única de vegetação e grupo hidrológico de solo. O CN foi obtido a partir dos valores propostos por Maidment (1993), Tucci (2004) e Mello; Silva (2013) (Tabela 4). Os valores mais altos têm maior potencial de escoamento superficial (por exemplo, solo exposto), valores mais baixos são mais propensos a infiltração de água no solo (por exemplo, solos arenosos e cobertura vegetal densa).

Tabela 4: Fator Curva-Número (CN) para as combinações únicas de uso e cobertura do solo e grupo hidrológico de solo (item 3.3.3.)

Uso e cobertura do solo	CN_A	CN_B	CN_C	CN_D
Vegetação Nativa				
Formação Florestal	30	48	65	73
Formação Savânica	35	56	70	77
Formação Campestre	42	63	74	82
Áreas Antrópicas				
Floresta Plantada	36	60	73	79
Pastagem	100	100	100	100
Mosaico de Agricultura e Pastagem	51	67	76	80
Café	37	59	72	79
Infraestrutura Urbana	68	79	86	89
Áreas não vegetadas	36	60	73	79
Outros				
Afloramento Rochoso	86	88	91	94
Rio, Lago e Oceano	100	100	100	100

3.3.5. Evapotranspiração de referência mensal

Na bacia de estudo nenhuma estação meteorológica possuía dados consistentes de temperatura, havendo somente séries curtas e com muitas falhas. Assim a evapotranspiração de referência mensal foi obtida a partir dos dados mensais disponibilizados pelo *Consortium for Spatial Information* (CGIAR-CSI), baseado nos dados do *WorldClim Global Climate Data* (Figura 3d).

Para estimar a evapotranspiração de referência mensal o CGIAR-CSI utilizou o modelo de Hargreaves e Samani (1985), que requer um conjunto de dados mensais de temperatura, dado pela Equação 11:

$$ET_0 = 0,0023 * RA * (T_{med} + 17,8) * TD * 0,5 \quad \text{Equação 11}$$

Onde ET_0 é a evapotranspiração de referência em mm·mês⁻¹, T_{med} é a média de temperatura, TD é a amplitude térmica diária e RA é a radiação extraterrestre (radiação no topo da atmosfera expressa em mm/mês, equivalente à evaporação).

3.3.6. Vazões anuais observadas (QT_{obs}) Bacia Pardo-FB

Para calibrar e validar o modelo SWY, foi utilizada a série histórica de 1990 a 2010 de vazões líquidas da fluviométrica Fazenda Benfica (nº. 53490000) (Figura 1), situado na foz da bacia, obtidas por meio da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) (ANA, 2018). Valores diários de vazão foram obtidos e as correspondentes posteriormente médias anuais (m³/s) foram calculadas, tanto para os anos civis (de janeiro a dezembro) e anos hidrológicos (de setembro a agosto).

3.4. Calibração e validação do SWY

Para melhorar a representação da variabilidade temporal dos fluxos hídricos e reduzir o viés entre dados observados e simulados realizou-se a calibração e validação do modelo SWY-InVES. Para isso, ajustou-se os seguintes parâmetros: α (fração de fluxo anual disponível acima do pixel de interesse) (Equação 6), β (fração do fluxo disponível para evapotranspiração em locais de declive) (Equação 6), γ (fração de fluxo anual disponível abaixo do pixel de interesse) (Equação 8) e o limite de acumulação de fluxo (*Threshold flow accumulation*).

A calibração foi realizada para os anos ímpares civis e hidrológicos entre 1992 e 2010. Primeiro realizou-se uma tentativa de calibração utilizando o valor *default* dos parâmetros ($\alpha=1/12$, $\beta=1$ e $\gamma=1$). Uma segunda tentativa de calibração foi realizada apenas para o parâmetro α alterando o seu valor padrão entre 5% e 90 %, tanto para mais quanto para menos, mantendo o valor *default* para os demais parâmetros. Em seguida foi feito o mesmo processo para os parâmetros β (α e γ fixos) e para γ (α e β fixos).

Como todos os três parâmetros acima afetam apenas a vazão de base (VB_i) (item 3.2), realizou-se uma terceira tentativa de calibração reduzindo os valores do Curva-

Número (CN) em 25% e 50% (HAMEL et al., 2020b) que além de B_i afeta diretamente ER, com o intuito de entender como o modelo simula a partição entre ER e VB.

Os valores médios de ER e VBi simulados pelo modelo, para cada ano, foram convertidos de milímetros para $m^3.s^{-1}$ e somados para obtenção da vazão total anual simulada (QT_{sim}) (SHARP et al., 2020):

$$QT_{sim} = \left(\frac{ER * 0,001 * A}{T} \right) + \left(\frac{VBi * 0,001 * A}{T} \right) \quad \text{Equação 12}$$

Onde QT_{sim} é a vazão total anual simulada ($m^3.s^{-1}$); ER é o escoamento rápido (*quickflow*) médio anual (mm); Bi é a vazão de base (*baseflow*) média anual (mm); 0,001 fator de conversão de milímetros para metros; A é a área da bacia em m^2 ; T é a quantidade de segundos em 1 ano.

Para cada tentativa de calibração comparou-se os valores de QT_{sim} com os dados de vazão média anual observada (QT_{obs}) (item 3.3.6), utilizando o coeficiente de eficiência de NashSutcliffe (NSE), coeficiente de determinação (R^2) e o percentual de tendência (PBIAS).

O NSE descreve o desvio da razão entre o quadrado da diferença dos valores observados e simulados e a variância das observações (Equação 13). O valor do NSE pode variar de $-\infty$ a 1 e valores acima de 0.5 qualificam o modelo para a simulação (MORIASI et al., 2007). O coeficiente de determinação (R^2) indica a proporção da variável observada explicada pela variável simulada (Equação 14). O R^2 varia entre 0 e 1, em que valores mais próximos a 1 indicam melhor ajuste, sendo que um $R^2 > 0,7$ caracteriza um ajuste razoável (FERRIGO, 2014; SILVA et al. 2015). O Pbia, por sua vez, avalia a tendência que a média dos valores simulados tem em relação aos observados (Equação 15). Valores Pbias $<25\%$ indicam um ajuste adequado, valores positivos indicam subestimação do modelo e valores negativos superestimações (MORIASI et al., 2007).

$$E = 1 - \frac{\sum_{t=1}^T (QT_{obs} - QT_{sim})^2}{\sum_{t=1}^T (QT_{obs} - QT_{obs\ med})^2} \quad \text{Equação 13}$$

$$R^2 = 100 \times \left(\frac{\sum_{t-1}^T (QT_{ops} - QT_{obs\ med}) \times (QT_{sim} - QT_{sim\ med})}{\sqrt{\sum_{t-1}^T (QT_{ops} - QT_{obs\ med})^2} \times \sqrt{\sum_{t-1}^T (QT_{sim} - QT_{sim\ med})^2}} \right)^2 \quad \text{Equação 14}$$

$$PBIAS = 100 \times \left(\frac{\sum_{t-1}^T (QT_{sim} - QT_{obs})}{\sum_{t-1}^T QT_{obs}} \right) \quad \text{Equação 15}$$

Onde QT_{obs} é a vazão total observado, QT_{sim} é a vazão total simulada, $QT_{obs\ med}$ é a média das vazões observadas; $QT_{sim\ med}$ é a média das vazões simuladas.

O TFA é número de células necessárias para formação de canais permanentes de fluxo hídrico, usado para definição da drenagem, a partir do MDE. Foi utilizando o limite de acumulação de fluxo ou Threshold flow accumulation (TFA) de 2500, suficiente para que os fluxos modelados cheguem o mais perto possível da realidade (SHARP et al., 2020).

Para a validação do modelo SWY realizou-se processo semelhante ao descrito acima, mas usando-se um período diferente da calibração, ou seja, anos pares civis e hidrológicos entre 1990 e 2010.

3.6. Saídas do modelo de produção sazonal de água

O diagnóstico hidrológico da bacia foi realizado por meio das principais saídas do modelo SWY: (i) escoamento rápido - ER; (ii) recarga local - L e (iv) vazão de base - VB.

O escoamento rápido (ER) é a porção da precipitação com menor tempo de permanência na bacia hidrográfica, pois se move rapidamente através do escoamento superficial, durante ou após um evento de chuva, e que possui potencial para formação de inundações ou enchentes. Assim, o índice de inundação (IN) ou “runoff retention”, interpretado como a quantidade de água retida em cada pixel, ou seja, reflete as diferenças espaciais do potencial de mitigação de enchente é descrito da seguinte forma (MANDLE et al., 2017):

$$IN = 1 - \frac{ER}{P} \quad \text{Equação 16}$$

Onde ER é o escoamento rápido anual (mm) e P é a precipitação total anual (mm). O IN varia entre 0 e 1; sendo que um valor de 0 corresponde a inundação total por um pixel, um valor de 1 corresponde à nenhuma inundação.

A recarga local (L) anual se refere a parcela da chuva que não evapotranspirou e nem virou escoamento rápido (ER), infiltrou no solo e tem potencial de contribuir tanto para a vazão de base quanto para os aquíferos.

A vazão de base (VB) é a parcela da recarga local que de fato contribui para a manutenção das vazões, principalmente no período de estiagem. B possui maior tempo de permanência na bacia pois se move pela paisagem de forma lenta, levando meses a anos para chegar aos corpos hídricos.

A recarga local pode ser negativa se em um pixel a água da precipitação que infiltrou no solo não for suficiente para satisfazer as necessidades hídricas da vegetação (determinados pelo fator de cultura, K_c), então ela também usa a água gerada a montante do pixel (referido como um “subsídio ascendente”). Nesse caso, o pixel não contribuiu para a vazão de base e, portanto, VB_i é definido como zero. Se o pixel contribuiu para a recarga local, VB_i é então uma função da quantidade de fluxo hídrico que sai do pixel (por evapotranspiração ou fluxo rápido) e da contribuição relativa para a recarga desse pixel (vindo da chuva ou de partes mais altas do declive) (Equação 10).

A vazão total simulada QT_{sim} foi comparada com a vazão total observada (item 3.3.6.) para se avaliar a capacidade do modelo quantificar fluxos hídricos da bacia Pardo-FB. Além disso as diferenças anuais de QT_{sim} foi avaliada como em função da qualidade e da quantidade capacidade de abastecimento hídrico na bacia.

3.7. Simulações dos cenários

Para avaliar o efeito de possíveis mudanças na área de estudo na provisão dos serviços ecossistêmicos hidrológicos avaliados na bacia Pardo-FB, realizou-se a simulação de cenários distintos para avaliar impactos (i) da alteração de uso e cobertura do solo, (ii) da adoção de práticas de conservação previstas em lei e (iii) da variabilidade climática; na vazão total, na vazão de base e no escoamento rápido.

- Cenários de uso e cobertura do solo (CUCS)

Considerando o uso do mapa de uso e cobertura do solo de 2010 como linha de base, as áreas antropizadas representativas foram alteradas para mais e para menos, como descrito no capítulo anterior (Figura C - Apêndice), ou seja:

- Linha de base - LB: uso e cobertura do solo do ano 2010;
- Otimista - OP: substituição de 50% das áreas antropizadas representativas por vegetação nativa.
- Pessimista - PE: aumento de 50% das áreas antropizadas representativas em substituição às áreas de vegetação nativa existente.

- Cenários de práticas de conservação previstas em Lei

Visando representar o impacto das Unidades de conservação (UCs) e a de áreas de preservação permanente no balanço hídrico na bacia, foram construídos cenários seguindo as diretrizes do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) (BRASIL, 2000) e do Código Florestal (BRASIL, 2012):

- LB_L: cenário CUCS linha de base (LB) com aplicação do Código Florestal e do SNUC;
- OP_L: cenário CUCS otimista (OP) com aplicação do Código Florestal e do SNUC;
- PE_L: cenário CUCS pessimista (PE) com aplicação do Código Florestal e do SNUC.

Diferentemente do capítulo anterior, a aplicação de práticas de manejo conservacionistas nas áreas de uso antrópico representativas (plantios de eucalipto, pastagem e mosaico de agricultura e pastagem) das UCS caracterizou-se pela redução do valor do CN em 8% dos (MAIDMENT, 1993) (Tabela 5). Para as áreas não vegetadas presente nas zonas de amortecimento e/ou limites internos das UCs, optou-se por simular a restauração da vegetação nativa, logo houve substituição pelo CN (Tabela 4) da vegetação nativa renascente na vizinhança das áreas.

Tabela 5: Valores de CN utilizados para representar a utilização de práticas conservacionistas nas áreas de plantios de eucalipto, pastagem e mosaico de agricultura e pastagem nos limites internos e/ou nas zonas de amortecimento das UCs.

	CN_A	CN_B	CN_C	CN_D
Silvicultura	41	61	71	76
Pastagem	33	55	67	73
Mosaico de Agricultura e Pastagem	47	62	70	74

- Cenários de Variação climática

Esta análise objetivou representar condições climáticas médias e extremas na bacia e se baseou na alteração dos valores de precipitação. Assim por meio da observação da série histórica de precipitação de 1985 a 2019 e com base no seu desvio padrão (dp), foram selecionados o ano mais seco ($P_{\text{médio}} - dp$), o ano médio ($P_{\text{médio}}$) e o mais úmido ($P_{\text{médio}} + dp$) correspondente aos anos de 1996, 1995 e 2006, para a elaboração dos cenários Pseco, Pmed e Púmido, respectivamente (Tabela 6). Importante destacar que o número de eventos de precipitação e a intensidade da precipitação (Precipitação/nº de eventos diários) não aumenta linearmente com a quantidade de chuva. A intensidade de chuva aumenta na sequência: $P_{\text{med}} < P_{\text{úmido}} < P_{\text{seco}}$.

Tabela 6: Cenários de variação climática com respectivos valores de precipitação (P), do nº de eventos de precipitação (NV) e intensidade da precipitação (P/NV).

Cenário	P (mm)*	NV**	P(mm)/NV
Pseco	584,7	168	0,14
Pmed	769,4	279	0,08
Púmido	991,9	259	0,09

*precipitação média espacial para a bacia Pardo FB

** número de eventos médio entre as zonas climáticas

4. RESULTADOS

4.1. Sensibilidade do SWY

A variação dos parâmetros do modelo SWY indicou que γ tem maior influência na variação da vazão de base (VB), seguido por β (Figura 4). O aumento de γ diminuiu VB, principalmente, na faixa de valores que varia entre $0 \leq \gamma < 0,4$. Em comparação com os valores padrão, a redução de γ para 0,2 aumentou o VB entre 3488% e 7735 %, enquanto para β aumentou de 542% e 1286%. Para α , BF diminuiu entre 25% e 16% para $\alpha = 1/6$ e aumentou em de 32% a 3029% para $\alpha = 1/3$.

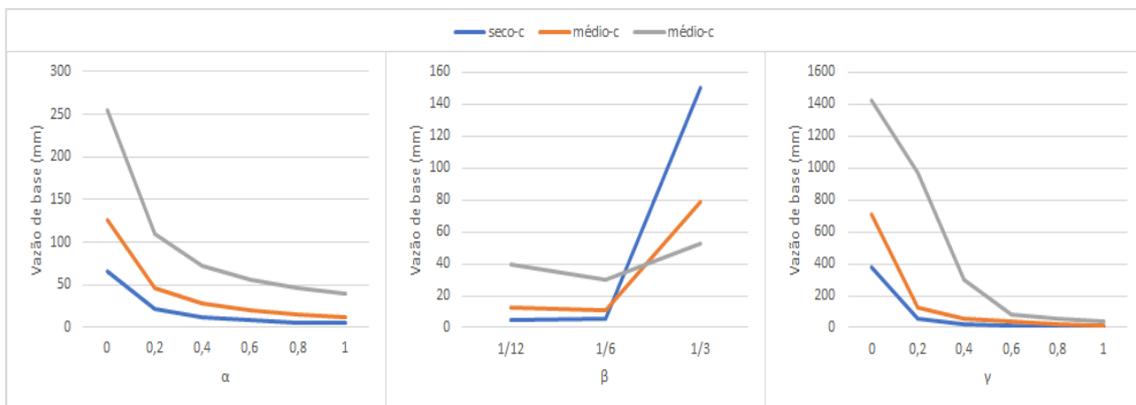


Figura 4: Sensibilidade individual do fluxo de base (Bi) do modelo SWY-InVEST, B, para os parâmetros α (direita), β (centro) e γ (direita). As linhas representam ano extremo seco (azul), ano com precipitação média (laranja) e ano extremo úmido (cinza).

A redução de CN em 25% e em 50% reduziram os valores de escoamento rápido (ER) de 56% a 79% e de 81% a 90%, respectivamente (Figura 5). Já VB aumentou de 65% a 192% e de 98% a 252% com CN (25%) e CN (50%) respectivamente.

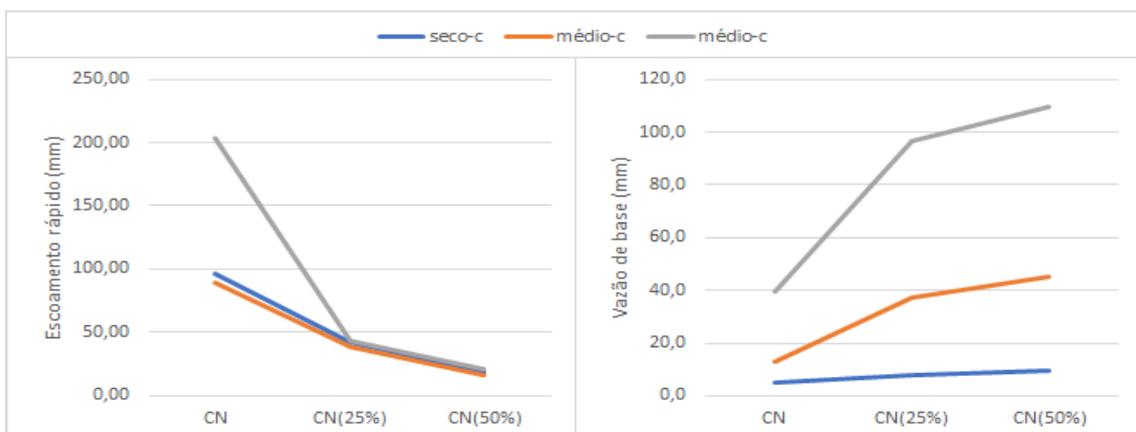


Figura 5: Sensibilidade individual do fluxo de base (Bi) e do fluxo rápido (Qf) do modelo SWY-InVEST, B em relação a redução do *curve number* - CN em 50% e 25%. As linhas

representam ano extremo seco (azul), ano com precipitação média (laranja) e ano extremo úmido (cinza).

4.3. Calibração e validação do SWY

Os valores dos parâmetros que geraram os melhores ajustes para as tentativas de calibração e na validação, são apresentados na Tabela 7.

Tabela 7: Valores dos parâmetros α , β , γ e CN (Curva-Número) que correspondem ao melhor ajuste entre a vazão total simulada e vazão total simulada para cada tentativa de calibração e validação.

	α	β	γ	CN
Ano civil				
<i>default</i>	1/12	1	1	100%
$\Delta\alpha$	1/8	1	1	100%
$\Delta\beta$	1/12	0,5	1	100%
$\Delta\gamma$	1/12	1	0,7	100%
Δ CN	1/12	1	0,7	50%
Ano hidrológico				
<i>default</i>	1/12	1	1	100%
$\Delta\alpha$	1/6	1	1	100%
$\Delta\beta$	1/12	0,7	1	100%
$\Delta\gamma$	1/12	1	0,7	100%
Δ CN	1/12	1	0,7	50%

O modelo teve desempenho diferente entre as tentativas de calibração e validação, porém todas apresentaram ajuste insatisfatório com os dados observados, o que indica que o modelo SWY-InVEST não foi capaz de representar a variação da vazão total ao longo do tempo para a bacia Pardo-FB (Tabela 8). O R² e o NSE indicaram um desempenho insatisfatório para todas as tentativas. Na calibração, o PBIAS indicou que o modelo SWY subestimou a vazão total quando o CN (-50%) foi utilizado (ano civil) e superestimou nas demais tentativas, com desempenho considerado satisfatório (Pbias <25%) apenas para $\Delta\alpha$. Para a validação, os valores de PBIAS indicam subestimação para $\Delta\gamma$ (ano civil) utilizando o CN (-50%), com desempenho considerado satisfatório apenas utilizando os valores *default* dos parâmetros.

Tabela 8: Resultado do desempenho do modelo SWY-InVEST utilizando o coeficiente de eficiência de NashSutcliffe (NSE), coeficiente de determinação (R²) e o percentual de tendência (PBIAS), à luz da variabilidade temporal da vazão total na bacia Pardo-FB.

	Calibração			Validação		
	NSE	PBIAS	R ²	NSE	PBIAS	R ²
Ano civil						

<i>default</i>	-0,2	26,9	0,10	-4	870,6	0,02
$\Delta\alpha$	-0,14	22,8	0,05	-3,5	79,4	0,006
$\Delta\beta$	-0,3	33,5	0,06	-5,6	107,8	0,014
$\Delta\gamma$	-0,4	41,9	0,08	-0,29	-42,12	0,80
Δ CN	-0,3	-31,6	0,04	-1,4	-24,3	0,012
Ano hidrológico						
<i>default</i>	-1,8	58,5	0,06	-1,4	24,2	0,01
$\Delta\alpha$	-1,3	61,4	0,21	-1,6	38,9	0,01
$\Delta\beta$	-1,5	65,2	0,19	-2,4	50,2	0,04
$\Delta\gamma$	-1,4	10,0	0,04	-0,9	12,3	0,9
Δ CN	-4,4	89,4	0,004	-5,2	95,3	0,01

Os resultados também demonstraram diferentes proporções entre escoamento rápido (ER) e vazão de base (VB) nas distintas tentativas de calibração e validação (Tabela 9). De maneira geral, para as simulações que só afetam o VB ($\Delta\alpha$, $\Delta\beta$ e $\Delta\gamma$), os valores de ER foram maiores que o VB. O inverso ocorreu quando $\alpha = 1/3$ foi utilizado (Ano seco) e quando reduzimos o valor do CN em 25% (Ano úmido) e 50% (Ano médio e Ano úmido).

Tabela 9: Partição de escoamento rápido (ER) e vazão de base (VB) com a variação dos valores dos parâmetros α , β , γ e CN (Curva-Número) para um ano extremo seco, um ano com precipitação média e um ano extremo úmido.

		Ano Seco		Ano Médio		Ano Úmido	
		ER	VB	ER	VB	ER	VB
$\Delta\beta$	0	97	67	89	126	204	255
	0,2	97	22	89	46	204	110
	0,4	97	12	89	28	204	73
	0,6	97	8	89	20	204	55
	0,8	97	6	89	16	204	46
	1	97	5	89	13	204	40
$\Delta\alpha$	1/12	97	5	89	13	204	40
	1/6	97	6	89	10	204	30
	1/3	97	150	89	79	204	52
$\Delta\gamma$	0	97	376	89	710	204	1426
	0,2	97	58	89	125	204	969
	0,4	97	25	89	55	204	301
	0,6	97	13	89	35	204	83
	0,8	97	8	89	22	204	56
	1	97	5	89	13	204	40
Δ CN	100%	97	5	89	13	204	40
	-25%	42	8	38	37	44	97
	-50%	18	9	17	45	21	110

4.3. Simulações dos cenários

Em função da impossibilidade de calibração e validação adequada do modelo, a simulação dos cenários foi realizada com os parâmetros determinados na condição Δ CN (ano civil) (Tabela 7) para que os valores de vazão de base (VB) fossem maiores que escoamento rápido (ER), como ocorre em bacias típicas do Cerrado (ALBUQUERQUE; CHAVES, 2011; LIMA, 2010; LIMA; SILVA, [s.d.], 2007). Consequentemente os resultados de vazão total, de vazão de base e de escoamento rápido das simulações dos cenários foram analisados apenas de maneira relativa/qualitativa (SHARP et al., 2020).

A vazão total ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) simulada em cada cenário (Figura 6) indica que a produção total de água na bacia variou de $5,1 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ no cenário OP_L(Pseco) até $39,1 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ no cenário PE (Púmido). Os resultados foram diretamente proporcionais a precipitação e a porcentagem de área antrópica na bacia. Nos cenários de práticas conservacionistas (OP_L, BL_L e PE_L) (Púmido) houve redução da vazão total em relação aos cenários de uso e cobertura do solo (OP, BL e PE).

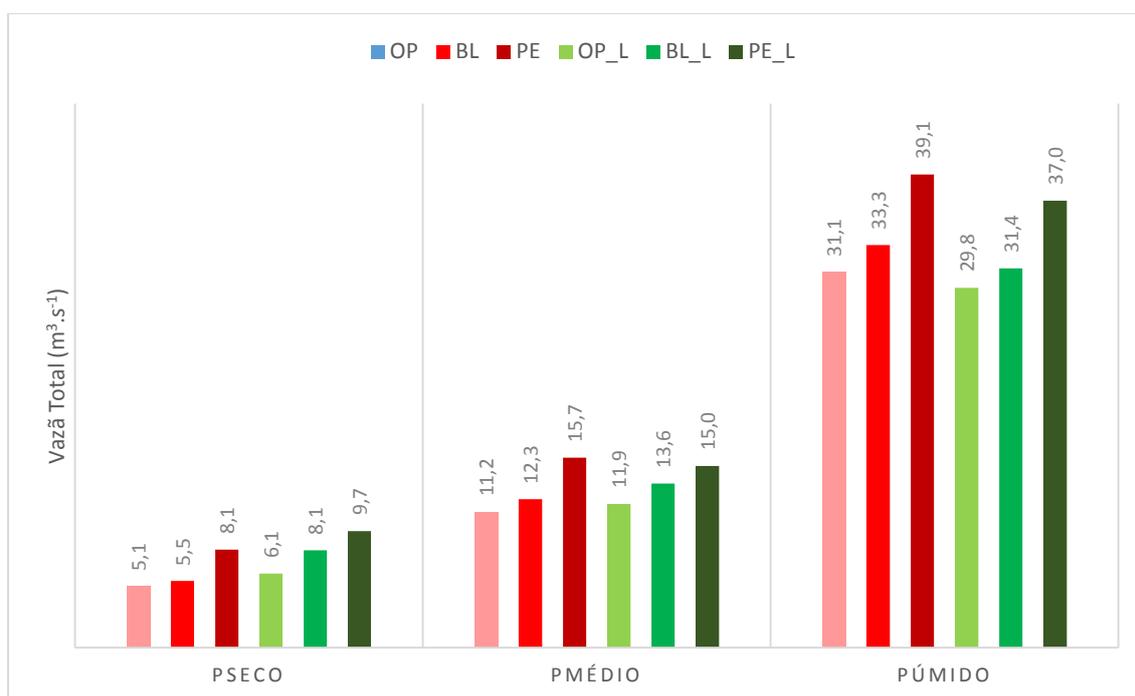


Figura 6: Vazão média simulada no exútorio da bacia. Cenários de uso da terra: BL– CUCS linha de base, OP– CUCS otimista e PE– CUCS pessimista; Cenários de Conservação: BL_L– CUCS linha de base e práticas de conservação, OP_L– CUCS otimista e práticas de conservação, PE_L– CUCS pessimista e práticas de conservação; Cenários climáticos: clima linha de base Pm (precipitação média), Pseco- clima seco, Púmido- clima úmido.

A partição entre escoamento rápido (ER) e vazão de base (VB) para aos cenários simulados na bacia Pardo-FB é apresentado na Tabela 10. O ER tendeu a diminuir com o aumento das áreas de vegetação nativa, com a aplicação das práticas de conservação e com a redução da precipitação. Já VB foi diretamente proporcional a % de vegetação nativa na bacia e a precipitação. PE e PE_L (Pdry) foram os únicos cenários que VB foi menor do que o ER. A proporção percentual entre VB e ER se tornou mais discrepante à medida que a precipitação aumenta.

Tabela 10: Partição e proporção do escoamento rápido (ER) e da vazão de base (VB) em relação a vazão total simulada. Cenários de uso da terra: BL–CUCS linha de base, OP–CUCS otimista e PE– CUCS pessimista; Cenários de Conservação: BL_L– CUCS linha de base e práticas de conservação, OP_L- CUCS otimista e práticas de conservação, PE_L– CUCS pessimista e práticas de conservação; Cenários climáticos: clima linha de base Pm (precipitação média), Pseco- clima seco, Púmido- clima úmido

		Pseco		Pmédio		Púmido	
		ER	VB	ER	VB	ER	VB
OP	mm	15	14	19	45	43	135
	%	51	49	29	71	24	76
BL	mm	15	17	19	51	44	147
	%	47	53	27	73	23	77
PE	mm	33	13	41	49	101	123
	%	71	29	46	54	45	55
OP_L	mm	15	32	19	59	43	128
	%	32	68	24	76	25	75
BL_L	mm	15	20	19	49	43	137
	%	42	58	28	72	24	76
PE_L	mm	32	23	40	46	98	114
	%	58	42	46	54	46	54

A distribuição espacial da vazão de base nos cenários OP, BL e PE (Pmédio) segue um forte gradiente em função da precipitação, do tipo e uso do solo (Figura 7). O armazenamento de água no solo é reduzido em áreas de grupo hidrológico D (esquerda e direita), plantios de eucalipto e áreas de baixa precipitação (esquerda, direita e sul).

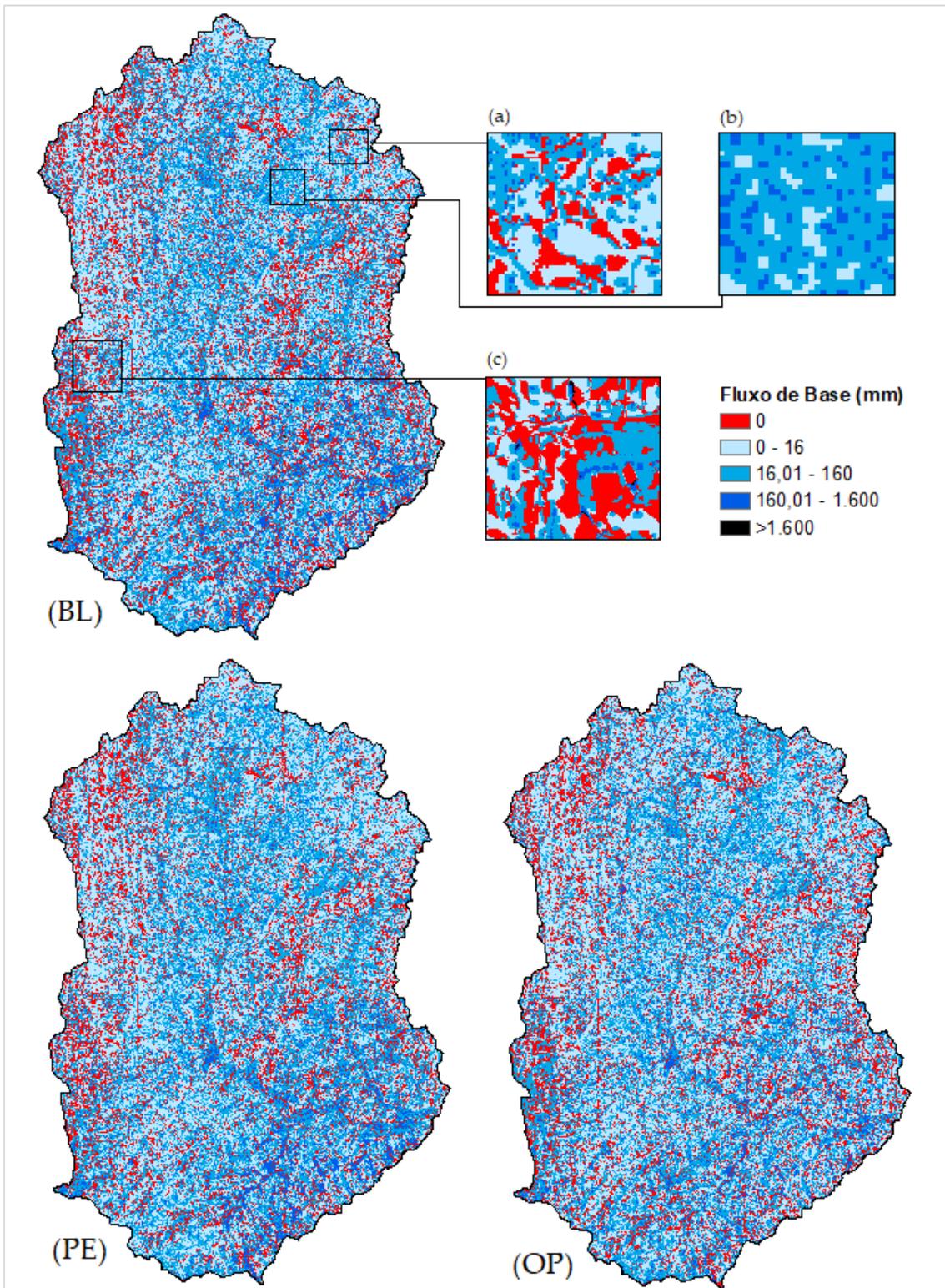


Figura 7: Fluxo de base dos cenários de uso e cobertura do solo, BL– CUCS linha de base, OP- CUCS otimista e PE–CUCS pessimista e precipitação média ($P_{médio}$). Destaques para o fluxo de base em (a) Plantios de eucalipto em área de chapada, (b) Vegetação nativa em área de chapada e (c) grupo hidrológico D de solo.

Do cenário BL para o cenário PE, as áreas de vegetação nativa que foram substituídas por pastagem, mosaico de agricultura e pastagem e plantações de eucalipto tiveram um aumento no índice de inundação (IN) (Tabela 11). Além disso, a substituição da vegetação nativa, presente nas chapadas e nas áreas de preservação permanente (APP) às margens dos rios, por plantação de eucalipto (cenário PE) gerou aumento da evapotranspiração (ET) e redução recarga local (L) (Tabela 12).

Tabela 11: Variação do uso e cobertura do solo entre os cenários BL (CUCS linha de base) e OP (CUCS otimista) e BL e PE (CUCS pessimista), Índice de inundação (RR) para os cenários OP e PE e a diferença (Dif.) entre o IN do cenário BL, com precipitação média (Pmédio)

Δ uso e cobertura do solo				Δ uso e cobertura do solo			
		IN (OP)	Dif.			IN (PE)	Dif.
BL	OP			BL	PE		
PE	FF	0,02	0,004	FF	PE	0,05	-0,04
PE	FS	0,01	0,002	FF	P	0,10	-0,04
PE	12	0,01	0	FF	AP	0,10	-0,04
P	FF	0,01	0,004	FF	NV	0,09	-0,08
P	FS	0,08	0,002	FS	PE	0,05	-0,04
P	FC	0,06	0	FS	P	0,10	-0,03
AP	FF	0,02	0,006	FS	AP	0,09	-0,03
AP	FS	0,05	0,003	FS	NV	0,07	-0,07
AP	FC	0,06	0,001	FC	PE	0,05	-0,04
NV	FF	0,01	0,014	FC	P	0,06	-0,04
NV	FS	0,01	0,007	FC	AP	0,05	-0,04
NV	FC	0,01	0,007	FC	NV	0,08	-0,07

Legenda: PE- Plantação de Eucalipto, P- Pastagem, AP- Mosaico de Agricultura e Pastagem, NV- Áreas não vegetadas, FF- Formação Florestal, FS- Formação Savânica, FC- Formação Campestre.

Tabela 12: Recarga Local (L) (mm) e evapotranspiração pela (ET) (mm) simuladas para as plantações de eucalipto e vegetação nativa presentes nas áreas de preservação permanente (APP) as margens dos rios e áreas de chapada. Cenários de uso da terra: BL–CUCS linha de base, OP- CUCS otimista e PE– CUCS pessimista; Cenários de Conservação: BL_L– CUCS linha de base e práticas de conservação, OP_L- CUCS otimista e práticas de conservação, PE_L– CUCS pessimista e práticas de conservação; Cenários climáticos: clima linha de base Pm (precipitação média), Pseco- clima seco, Púmido- clima úmido.

App Rios				Chapada			
Plantações Eucalipto		Vegetação Nativa		Plantações Eucalipto		Vegetação Nativa	
L	ET	L	ET	L	ET	L	ET

		(mm)				(mm)			
OP	Pseco	-1	491	5	471	1	439	4	420
	Pmédio	25	711	14	687	22	667	36	643
	Púmido	38	953	54	847	41	911	102	850
BL	Pseco	-2	497	4	478	1	432	5	421
	Pmédio	10	722	13	694	21	661	35	645
	Púmido	4	986	54	854	40	911	101	852
PE	Pseco	-2	472	4	465	1	412	3	409
	Pmédio	-4	697	11	682	17	634	33	623
	Púmido	-15	904	35	826	27	869	83	828

5. DISCUSSÃO

5.1. Sensibilidade dos parâmetros SWY

A análise de sensibilidade do modelo SWY-InVEST aumenta a compreensão do efeito dos parâmetros nos resultados simulados e como otimizar sua representação dos dados observados, embora com alta variabilidade em função das características do local e escala de análise (HAMEL et al., 2020b).

Ao contrário de outros estudos que analisaram a sensibilidade dos dados de entrada e dos parâmetros β e α (ANJINHO; BARBOSA; MAUAD, 2022; REDHEAD et al., 2018; WANG; LECHNER; BAUMGARTL, 2018) este estudo examinou a sensibilidade do CN e dos parâmetros β , α e γ . Os parâmetros α e β indicam o potencial de recarga local a ser removida via evapotranspiração de um pixel a jusante (*downslope*) vinda de pixels a montante (*upslope*), influenciando fortemente a contribuição da vazão de base (VB) na vazão total (SHARP et al., 2020). Assim, foi verificado que β é mais sensível e tem maior influência na variação do VB em relação a α (ANJINHO; BARBOSA; MAUAD, 2022; REDHEAD et al., 2018; WANG; LECHNER; BAUMGARTL, 2018).

Por sua vez, o VB foi mais sensível ainda a γ , que representa a fração de recarga local de pixel que está disponível para um pixel a jusante (*downslope*) vindo da precipitação no pixel. Quanto menor o valor de γ menor será a parcela da precipitação não consumida pela vegetação, a ser distribuída para as partes mais baixa do declive, conseqüentemente o fluxo de base será maior.

O modelo também mostrou alta sensibilidade ao fator CN, sugerindo que o SWY-InVEST pode capturar as diferenças de uso e tipo de solo e a suas influências sobre a hidrologia de bacias hidrográficas (BAGSTAD et al., 2018; BESSAH et al., 2020; HAMEL et al., 2020a; SCORDO et al., 2018; WANG; LECHNER; BAUMGARTL, 2018).

5.2. Desempenho do modelo

A avaliação do desempenho do SWY-InVEST demonstrou que o ajuste entre as vazões simuladas e as vazões observadas foi insatisfatório. Os resultados corroboram estudos que mostram estimativas semelhantes em regiões áridas e semi-áridas (ANJINHO; BARBOSA; MAUAD, 2022; BENRA et al., 2021; HAMEL et al., 2020b; SCORDO et al., 2018). No presente estudo, o modelo tendeu a superestimar a vazão total, o que pode estar relacionado tanto à estrutura do modelo quanto a erros associados aos dados de entrada.

A capacidade de ajuste do modelo aos dados observados varia em função das condições ambientais da bacia hidrográfica em análise (SCORDO et al., 2018). Em regiões semiáridas pode ocorrer transferência considerável de fluxo de água subterrânea (*carry-over*) de um ano para o outro, devido as características hidrogeológicas e topográficas (DAHMEN; HALL, 1990; HELLWIG et al., 2020; SCHREINER-MCGRAW; AJAMI, 2021; XIE et al., 2022). Além disso locais com secas periódicas possuem outros processos que governam a variabilidade da vazão, incluindo aqueles relacionados à persistência, uma propriedade estatística de uma série temporal, onde os períodos de baixa vazão seguem outros períodos de baixa vazão (que geram baixo armazenamento de água no solo de um ano para outro) ou alta vazão (KLEMEŠ; SRIKANTHAN; MCMAHON, 1981; PAPAMICHAIL; GEORGIU, 2001; RABELO; LIMA NETO, 2018). Contudo o SWY-InVEST não possui uma simulação contínua entre os anos, ou seja, cada ano é simulado separadamente e assim não pode captar tais processos, afetando a precisão e a confiança das previsões (GRAVES et al., 2017).

A incapacidade do modelo de simular as relações interanuais das águas subterrâneas também podem ter impactado a partição da chuva em escoamento rápido (ER) e em vazão de base (VB) nos resultados. Valores de ER maiores que os de VB são característicos de regiões formada por rochas cristalinas, como no nordeste do Brasil, que possuem baixa porosidade e transmissividade da água no solo, dificultando o fluxo e a

acumulação de reservas de água subterrânea (FEITOSA et al., 2008). No o Bioma Cerrado, que possui solos e estrutura geológica mais permeáveis, a vazão de base corresponde entre 70-90% do da vazão total (ALBUQUERQUE; CHAVES, 2011; LIMA, 2010; LIMA; SILVA, [s.d.], 2007).

Os dados de entrada também podem explicar os baixos valores de ajuste (BAGSTAD et al., 2018; SCORDO et al., 2018). O coeficiente da vegetação (K_c) (Item 3.3.1.), a classificação hidrológica dos solos (item 3.3.3.) e o curva-número (CN) (item 3.3.4.) dependem das características químicas e físicas do solo e da vegetação no local. As fontes utilizadas para determinação desses parâmetros são baseadas em experimentos realizados em regiões climática, pedológica e ecologicamente distintas das estudadas aqui, e, por tanto, não possuem necessariamente equivalência às condições ambientais de regiões tropicais, contribuindo para incertezas nos resultados do modelo (HAMEL et al., 2020b).

Entre as principais restrições físicas dos latossolos do Cerrado, por exemplo, é sua baixa densidade quando comparada à maioria dos solos de clima temperado (SILVA et al., 2003). Sua estrutura granular muito fina confere ao solo um elevado nível de macroporosidade, tornando-o bem drenado. Mesmo quando em textura argilosa, os microagregados que aparentemente funcionam como grãos de areia proporciona baixa capacidade de armazenamento da água do solo, liberando água rapidamente para as camadas mais profundas do solo (SILVA et al., 2003). Assim, os solos apresentam um comportamento próprio quanto as suas características de infiltração, retenção, movimento e armazenamento de água para as plantas, condicionado principalmente por sua estrutura, textura e porosidade (RESCK et al., 1997; STONE; SILVEIRA, 1999).

Além dessas diferenças físico-hídricas, existem, ainda, aquelas oriundas dos tipos de manejo aplicados ao solo que interferem na capacidade de armazenamento de água do solo e que são distintas dependendo do tipo de solo (RESCK et al., 1997; STONE; SILVEIRA, 1999). Existem, ainda, muitas lacunas sobre a compreensão da hidrologia dos solos tropicais (SILVA et al., 2003). Tais complexidades podem não ser contempladas por parâmetros tabelados e pela equação e roteamento utilizados pelo SWY-InVEST. Os modelos hidrológicos têm incertezas relacionadas à estrutura do modelo e seu desempenho pode não ser satisfatório se a estrutura do modelo for baseada em processos dominantes que não correspondem aos da área em análise (BAGSTAD et al., 2020). Por isso apesar da má qualidade no ajuste, os resultados informam sobre

transferibilidade das estruturas modelo sob condições ambientais de regiões semiáridas e escassez de dados empíricos.

O SWY é muito sensível à incerteza na precipitação (BENRA et al., 2021; BOITHIAS et al., 2014; HAMEL et al., 2015; LU et al., 2020; SÁNCHEZ-CANALES et al., 2012; SCORDO et al., 2018; SHARP et al., 2020). Erros em dados climáticos são espacialmente heterogêneos e podem levar a diferenças nos resultados do modelo em diversas regiões ambientais (HAMEL et al., 2020b; HAMEL; GUSWA, 2015). Os dados de precipitação foram obtidos através do produto CHIRPs e corrigidos com estações pluviométricas locais de baixa representatividade espacial. Por consequência, a heterogeneidade na bacia pode não está sendo bem representada pelos dados de entrada ou não pode ser capitada pelo roteamento de fluxo (*routing*) do modelo, que é executado como uma soma instantânea de pixels a montante (BAGSTAD et al., 2018; SHARP et al., 2020).

Assumimos que os conjuntos de dados globais que usamos (precipitação, solos e evapotranspiração) são todos razoavelmente precisos devido à escassez de dados observados para a área de estudo, embora possa não ser os melhores dados a serem usados. Conforme demonstrado pelos resultados de Scordo et al. (2018), executar esse modelo com dados globais nem sempre é possível para países da América do sul, e faltam dados observados de qualidade para esses tipos de análises.

5.3. Simulações dos cenários

Embora as simulações dos cenários de uso e cobertura do solo (OP, BL e PE) tenham apresentado aumento na vazão total do cenário OP para o cenário PE (Figura 6), esses resultados não são necessariamente desejáveis, principalmente para regiões semiáridas que possuem solos altamente erodíveis e escassez hídrica. O aumento da área antropizada reduziu a vazão de base (VB) e aumentou o escoamento rápido (ER), com as maiores mudanças ocorrendo de BL para PE (Tabela 9). O aumento relativo da vazão total demonstra potencial de aumento de picos de inundação e redução da segurança hídrica nos períodos de estiagem (BAGSTAD et al., 2020).

A conversão da vegetação nativa em pastagem, mosaico de agricultura e pastagem e plantios de eucalipto aumentou o escoamento rápido e índice de inundação (Tabela 10), semelhante ao encontrado em estudos com parcelas experimentais no Cerrado (ANACHE, 2017; ANACHE et al., 2018; CÂNDIDO et al., 2014; CARVALHO et al.,

2007; OLIVEIRA; NEARING; WENDLAND, 2015; PIRES et al., 2006; RIEGER et al., 2016).

Apesar das propriedades físicas dos solos do bioma Cerrado serem consideradas favoráveis à agricultura mecanizada, o uso agrícola intensivo do solo favorece a compactação e a erosão (SILVA et al., 2003). As práticas de manejo convencionais utilizadas nas áreas antropizadas e a alta erodibilidade dos solos do Cerrado favorecem a perda das funções do solo relacionadas a infiltração e armazenamento da água, facilitando o escoamento rápido e superficial, aumentando a erosão do solo e problemas de deterioração da qualidade da água dos mananciais (ANACHE et al., 2018; CHAVES; PIAU, 2008; FONSECA; UAGODA; CHAVES, 2022; MOLDENHAUER; ONSTAD, 1975; MORGAN, 2005; VERHEIJEN et al., 2009). Condições ambientais como maior precipitação anual, uso e cobertura do solo mais favoráveis, como a vegetação nativa, e melhores propriedades hidrológicas do solo fornecem a melhor retenção relativa de água na bacia hidrográfica (DECSI; VÁRI; KOZMA, 2020)

As mudanças em VB e ER são atribuídas não apenas ao tipo e extensão da mudança no uso e cobertura do solo, mas onde ela ocorre (BAGSTAD et al., 2020). Entre as principais mudanças do cenário BL para o cenário PE incluem substituição da vegetação nativa por plantios de eucalipto nas áreas de chapada e de preservação permanente às margens dos rios (Tabela 11 e figura 7). Observa-se redução da recarga local nesses locais, e até mesmo valores negativos, o que sugere consumo de água não só da precipitação, mas também das reservas subterrâneas (SHARP et al., 2020).

A redução da oferta da vazão de base com a introdução de florestas plantadas, é comumente relatado, principalmente em regiões semiáridas (BAGSTAD et al., 2020; BENRA et al., 2021; FILOSO et al., 2017; HONDA; DURIGAN, 2016; JACKSON et al., 2005; PONETTE-GONZÁLEZ et al., 2015; SCHWÄRZEL et al., 2020; ZHANG et al., 2014). A redução da VB se dá pelos altos índices transpiratórios, que demandam maior consumo da água do solo, do que a vegetação típica do Cerrado, reduzindo a quantidade de água percolada e que alimentaria os aquíferos e os cursos d'água (BRAUMAN et al., 2007a; HONDA; DURIGAN, 2016; RODRÍGUEZ-SUÁREZ et al., 2011). Benra et al. (2021) e Bagstad et al. (2018) verificaram através de simulações com o modelo SWY-InVEST *trade-off* significativo entre sequestro de carbono e vazão de base em regiões com alta proporção de floresta plantada, principalmente durante a estação seca. Os autores destacam a relevância de opções adequadas de manejo e uso da terra.

Os resultados das simulações corroboram com o relato das populações locais da bacia do Rio Pardo ao longo dos anos, relativamente ao impacto dos plantios de eucalipto na hidrologia da região (BRITO, 2013; COSTA, 2020; DAYRELL, 2011; NOGUEIRA, 2009; OLIVEIRA, 2017; ROSA; DAYRELL; DAYRELL, 2007). Atualmente parte da população sofre seriamente com a redução qualitativa e quantitativa das fontes de abastecimento hídrico. A população vem se movimentando para solucionar e elaborar tecnologias locais para adaptação e mitigação das secas e reversão da escassez hídrica. Nesse sentido, maior VB e menor ER representam mais benefícios potenciais para as comunidades locais, uma vez que haveria mais disponibilidade de água principalmente no período de estiagem (BENRA et al., 2021; BRAVO et al., 2017). Declínios na evapotranspiração no cenário OP, levaram a acréscimo da recarga local e por consequência maior vazão de base, impulsionados pela perda de floresta plantada.

As projeções de uso do solo para a bacia do Rio Pardo, apontam para um aumento da área de agricultura irrigada e plantações de eucalipto (IGAM, 2011), o que pode exacerbar os conflitos por água e terra, pelo aumento da demanda, exportação de sedimentos, e declínios das vazões dos rios (BAGSTAD et al., 2020). Portanto, as mudanças aqui discutidas afetam criticamente os fluxos sazonais de água e o abastecimento hídrico e por isso precisam ser monitoradas por longo prazo. As comprovações científicas, além das constatações empíricas, forneceram visibilidade técnica e política necessária para gerir os conflitos e para garantir políticas eficazes (ALEWELL et al., 2019; BAGSTAD et al., 2020; KOSMUS; RENNER; ULLRICH, 2012).

Como observador por Bessah (2020), Wang, Lechner e Baumgartl (2018), Bagstad et al. (2020), a quantidade e distribuição espacial da precipitação influenciou fortemente os cenários. Os maiores valores de VB estão nas regiões de maior precipitação (Figura 7), assim como os menores valores de ER estão no cenário Pseco (DECSI; VÁRI; KOZMA, 2020).

No cenário Pseco, o escoamento rápido (ER) foi superior a vazão de base (VB) nos cenários PE e PE_L. Esses resultados refletem a impermeabilização do solo proporcionada por práticas de manejo convencionais nas áreas antropizadas e por precipitação com maior potencial erosivo (Tabela 6), resultando em uma taxa de precipitação superior à taxa de infiltração de água no solo e aumento de ER (DUNNE, 1978).

Em Púmido os benefícios do aumento da vazão total estão relacionados ao aumento do VB, mas também ao aumento do ER. Mesmo em condições de chuvas relativamente menos intensas, em condições de dias seguidos de precipitação intensa, os solos podem ficar saturados, reduzindo sua capacidade de infiltração e aumentando a parcela da precipitação que escoam superficialmente (CROW et al., 2018; ZAIED; JOMAA; OUESSAR, 2021). O ER proporcionado tanto pela impermeabilização quanto pela saturação do solo ocorre simultaneamente e pode gerar produção de ER generalizada e picos de enchentes na bacia, como no cenário PE (Púmido) (ANACHE, 2017; DECSI; VÁRI; KOZMA, 2020; PEROVIĆ et al., 2019; TERRADO et al., 2014; VAUGHAN et al., 2017; WISCHMEIER; SMITH, 1978). Situação semelhante ocorreu em 2021 no norte de Minas Gerais, quando houve recordes históricos de chuvas, causando problemas erosivos, econômicos e sociais (INMET, 2021).

A tendência espacial de mudança no uso da terra e da precipitação sugere locais da bacia que poderiam necessitar de medidas de intervenção contra inundações ou/e redução das vazões. Os resultados dos cenários de práticas de conservação previstas em lei podem auxiliar na tomada de decisão. Melhoria das práticas de manejo e a restauração na vegetação nativa reduziram o escoamento rápido e aumentaram a parcela da precipitação que se torna vazão de base. Consequentemente, há redução dos picos de enchente, da erosão hídrica do solo e melhoria quantitativa e qualitativa na água dos corpos hídricos, aumentando a capacidade de abastecimento e segurança hídrica dos beneficiários locais principalmente na estação seca (BORSELLI; CASSI; TORRI, 2008; PONETTE-GONZÁLEZ et al., 2015; SAAD et al., 2018, 2021). A importância das unidades de conservação e das vegetações ciliares nativas na proteção da qualidade, quantidade e sazonalidade da água também foi relatado por Bagstad et al. (2020), Parron et al. (2015), Simedo et al. (2020).

Em Púmido, as medidas de conservação, além de reduzir o escoamento rápido (ER), reduziram também a vazão de base (VB). As áreas de pastagem e mosaico de agricultura e pastagem possuem menos necessidades hídricas devido a menor biomassa e consequentemente aumentam a água disponível para os recursos hídricos superficiais e subterrâneos, em comparação à vegetação nativa do Cerrado (BAGSTAD et al., 2018). Contudo, as áreas antropizadas favorecem o ER, contribuindo para problemas de qualidade da água e picos de enchente, afetando o abastecimento hídrico (BAGSTAD et al., 2020).

Solos do tipo hidrológico D (Neossolo) e e C (Cambissolo) (Tabela 3), possuem baixa taxa de infiltração, que é potencializada a por práticas de manejo convencionais, devido as suas características estruturais e a presença de material de origem. Além disso, esses solos ocorrem em áreas inclinadas e com alta intensidade de chuva, o que favorece a formação de escoamento superficial e redução da recarga local. Nessas áreas as medidas de conservação devem ser intensificadas para minimizar as inundações e a erosão do solo.

Em solos tipo A (Latosolo), há menor potencial de escoamento superficial, o que favorece a infiltração, mas devido a proporção de areia há alto potencial de degradação quando submetido a práticas manejo do solo inadequadas solo. Além disso, latossolos ocorrem nas chapadas, contribuindo com altos índices de infiltração e recarga de fluxos subterrâneos (PARRON et al., 2015; SIMEDO et al., 2020; VITÓRIA, 2019). Se o objetivo for aumentar o fluxo de base, as plantações de eucalipto nessas áreas não são indicadas, principalmente na região norte da área de estudo, onde a precipitação é menor. Embora as plantações de eucalipto possam contribuir com serviços ecossistêmicos como sequestro de carbono e de produtos derivados, como madeira e carvão, há necessidade de um melhor ordenamento na paisagem, para minimizar o impacto negativo sobre os recursos hídricos locais. Considerando a importância da vegetação nativa do Cerrado para segurança hídrica e os meios de vida das populações locais é fundamental um maior participação da sociedade civil nas decisões. Além disso, é necessária a ampliação de estudos abordando o nexos clima-solo-água na Bacia do Rio Pardo.

Apesar das limitações do estudo, nossos resultados aumentam o conhecimento sobre os recursos hídricos da Bacia do Rio Pardo, onde a escassez hídrica é severa, e são um alerta para a necessidade de melhor manejo da paisagem e dos recursos hídricos, principalmente sob as mudanças climáticas. Para isso o modelo SWY-InVEST se mostrou útil, permitindo o estabelecimento de políticas públicas capazes de fazer frente aos impactos observados na bacia, mesmo perante a enorme escassez de dados (Benra et al. (2021).

6. CONCLUSÃO

- A vazão de base é mais sensível à alteração do parâmetro γ em relação aos parâmetros α e β . Em comparação ao valor padrão, a redução de γ aumentou o VB até 7735%.
- As tentativas de calibração e validação do modelo SWY-InVEST foram insatisfatórias, o que indica que o modelo não foi capaz de representar a variação da vazão total ao longo do tempo para a bacia Pardo-FB. No geral, a vazão média anual foi superestimada e os ajustes apresentaram $NSE \leq 0,14$ e $R^2 \leq 0,21$. Além disso, os valores de vazão de base foram inferiores aos valores de escoamento rápido, o que não corresponde a geologia encontrada na região. O desempenho insatisfatório do modelo pode estar associado às incertezas dos dados de entrada e também devido às simulações descontínuas entre os anos, o que impediu captar processos que governam a variabilidade da vazão e dos fluxos subterrâneos comuns em regiões semiáridas.
- Na simulação dos cenários, o aumento das áreas antropizadas e da precipitação aumentou o escoamento rápido e o potencial de inundação na bacia. A substituição da vegetação nativa por plantações de eucalipto nas áreas de chapada e nas áreas de preservação permanente (APP) reduziu a recarga local e a vazão de base. As práticas de conservação associadas às unidades de conservação e às APPs demonstraram ser estratégias que podem reduzir as inundações e melhorar o abastecimento hídrico na bacia.
- Apesar das incertezas e da natureza empírica deste estudo, seus resultados e discussões devem ajudar os pesquisadores e outros usuários do modelo SWY-InVEST sobre seus potenciais e limitações em regiões semiáridas e locais com escassez de dados. Além disso, as descobertas feitas podem levar ao estabelecimento de gestão e medidas que favoreçam a sustentabilidade hídrica da bacia do Pardo e outras bacias hidrográficas semelhantes.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALBUQUERQUE, A. C. L. S.; CHAVES, H. M. L. Estimativa de recarga da bacia do Rio das Fêmeas através de métodos manuais e automáticos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, n. 11, p. 1123–1129, nov. 2011.

ALEWELL, C. et al. Using the USLE: Chances, challenges and limitations of soil erosion modelling. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 7, n. 3, p. 203–225, set. 2019.

ALLEN, R. G. et al. **Crop Evapotranspiration: Guidelines for computing crop water requirements**. Utah - USA: FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations, 1998. v. 56

ANA. **Hidroweb: Sistemas de informações hidrológicas**. ANA - Agência Nacional de Águas, , 2018. Disponível em: <<https://www.snirh.gov.br/hidroweb>>. Acesso em: 7 set. 2022

ANACHE, J. A. A. **Alterações no ciclo hidrológico e na perda de solo devido aos diferentes usos do solo e variações climáticas em área de Cerrado**. Doctorate's Thesis—São Paulo : Universidade de São Paulo - USP, 2017.

ANACHE, J. A. A. et al. Land use and climate change impacts on runoff and soil erosion at the hillslope scale in the Brazilian Cerrado. **Science of The Total Environment**, v. 622–623, p. 140–151, maio 2018.

ANJINHO, P. DA S.; BARBOSA, M. A. G. A.; MAUAD, F. F. Evaluation of InVEST's Water Ecosystem Service Models in a Brazilian Subtropical Basin. **Water**, v. 14, n. 10, p. 1559, 12 maio 2022.

BAGSTAD, K. J. et al. The sensitivity of ecosystem service models to choices of input data and spatial resolution. **Applied Geography**, v. 93, p. 25–36, abr. 2018.

BAGSTAD, K. J. et al. Towards ecosystem accounts for Rwanda: Tracking 25 years of change in flows and potential supply of ecosystem services. **People and Nature**, v. 2, n. 1, p. 163–188, 9 mar. 2020.

BENRA, F. et al. Mapping water ecosystem services: Evaluating InVEST model predictions in data scarce regions. **Environmental Modelling & Software**, v. 138, p. 104982, abr. 2021.

BESSAH, E. et al. Hydrological responses to climate and land use changes: The paradox of regional and local climate effect in the Pra River Basin of Ghana. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 27, p. 100654, fev. 2020.

BIGGS, E. M. et al. Sustainable development and the water–energy–food nexus: A perspective on livelihoods. **Environmental Science & Policy**, v. 54, p. 389–397, dez. 2015.

BOITHIAS, L. et al. Assessment of the water supply:demand ratios in a Mediterranean basin under different global change scenarios and mitigation alternatives. **Science of The Total Environment**, v. 470–471, p. 567–577, fev. 2014.

BORSELLI, L.; CASSI, P.; TORRI, D. Prolegomena to sediment and flow connectivity in the landscape: A GIS and field numerical assessment. **CATENA**, v. 75, n. 3, p. 268–277, nov. 2008.

BRASIL. **SNUC- Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza. Lei nº 9.985. de 18 de julho de 2000**Brasil, 2000. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19985.htm>. Acesso em: 27 jan. 2022

BRASIL. **Código Florestal - Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012.** , 2012. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm>. Acesso em: 27 jan. 2022

BRAUMAN, K. A. et al. The Nature and Value of Ecosystem Services: An Overview Highlighting Hydrologic Services. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 32, n. 1, p. 67–98, nov. 2007a.

BRAUMAN, K. A. et al. The Nature and Value of Ecosystem Services: An Overview Highlighting Hydrologic Services. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 32, n. 1, p. 67–98, 1 nov. 2007b.

BRAVO, C. et al. Assessing glacier melt contribution to streamflow at Universidad Glacier, central Andes of Chile. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 21, n. 7, p. 3249–3266, 3 jul. 2017.

BRITO, I. C. B. DE. **Ecologismo dos Gerais: Conflitos Socioambientais e Comunidades Tradicionais no Norte de Minas Gerais**. Brasília – DF: Universidade de Brasília, fev. 2013.

CÂNDIDO, B. M. et al. Erosão hídrica pós-plantio em florestas de eucalipto na bacia do rio Paraná, no leste do Mato Grosso do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, n. 5, p. 1565–1575, out. 2014.

CARVALHO, R. et al. Erosão hídrica em latossolo vermelho sob diversos sistemas de manejo do cafeeiro no Sul de Minas Gerais. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 31, n. 6, p. 1679–1687, dez. 2007.

CHAVES, H. M. L.; PIAU, L. P. Efeito da variabilidade da precipitação pluvial e do uso e manejo do solo sobre o escoamento superficial e o aporte de sedimento de uma bacia hidrográfica do Distrito Federal. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 333–343, 2008.

CHAVES, L. A.; RIBEIRO, L. G. G. Os atos ilícitos praticados no âmbito do reflorestamento no norte de minas gerais e alto jequitinhonha: estudo de caso e repercussão penal. **Veredas do Direito**, v. 11, p. 317–339, 2014.

CHEN, J. et al. Spatio-temporal evolution of water-related ecosystem services: Taihu Basin, China. **PeerJ**, v. 6, n. e5041, p. e5041, 22 jun. 2018.

CIRILO, J. A. Crise hídrica: desafios e superação. **Revista USP**, v. 106, n. 106, p. 45, 2 set. 2015.

CONG, W. et al. Comparison of the SWAT and InVEST models to determine hydrological ecosystem service spatial patterns, priorities and trade-offs in a complex basin. **Ecological Indicators**, v. 112, n. 106089, p. 106089, maio 2020.

COSTA, J. B. DE A. Diversidades e direitos territoriais no semiárido. **Revista Cerrados**, v. 16, n. 01, p. 183–203, 13 mar. 2020.

CPRM. **Crise Hídrica no Brasil. O Uso das Águas Subterrâneas como Reforço no Abastecimento Público**. Rio de Janeiro: [s.n.]. Disponível em: <<https://rigeo.cprm.gov.br/xmlui/handle/doc/22291>>. Acesso em: 27 abr. 2021.

CROW, W. T. et al. Exploiting Soil Moisture, Precipitation, and Streamflow Observations to Evaluate Soil Moisture/Runoff Coupling in Land Surface Models. **Geophysical Research Letters**, v. 45, n. 10, p. 4869–4878, 28 maio 2018.

DAHMEN, E. R.; HALL, M. J. **Screening of Hydrological Data: Tests for Stationarity and Relative Consistency**. WageningenqThe Netherlands: [s.n.].

DAYRELL, C. A. Rebeldia nos sertões. **Agricultura**, v. 8, n. 4, p. 9–14, 2011.

DECSI, B.; VÁRI, Á.; KOZMA, Z. The effect of future land use changes on hydrologic ecosystem services: a case study from the Zala catchment, Hungary. **Biologia Futura**, v. 71, n. 4, p. 405–418, 29 dez. 2020.

FEITOSA, F. A. C. et al. **Hidrogeologia Conceitos e Aplicações**. 3. ed. [s.l.] Rio de Janeiro : CPRM : LABHID, 2008. v. 1

FILOSO, S. et al. **Impacts of forest restoration on water yield: A systematic review**. **PLOS ONE**Public Library of Science, , 1 ago. 2017.

FONSECA, M. R. S.; UAGODA, R.; CHAVES, H. M. L. Rates, factors, and tolerances of water erosion in the Cerrado biome (Brazil): A meta- analysis of runoff plot data. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 47, n. 2, p. 582–595, 30 fev. 2022.

GAGLIO, M. et al. Modelling past, present and future Ecosystem Services supply in a protected floodplain under land use and climate changes. **Ecological Modelling**, v. 403, p. 23–34, jul. 2019.

GRAVES, T. et al. A Brief History of Long Memory: Hurst, Mandelbrot and the Road to ARFIMA, 1951–1980. **Entropy**, v. 19, n. 9, p. 437, 23 ago. 2017.

HAMEL, P. et al. A new approach to modeling the sediment retention service (InVEST 3.0): Case study of the Cape Fear catchment, North Carolina, USA. **Science of the Total Environment**, v. 524–525, p. 166–177, 5 ago. 2015.

HAMEL, P. et al. The value of hydrologic information for watershed management programs: The case of Camboriú, Brazil. **Science of The Total Environment**, v. 705, p. 135871, fev. 2020a.

HAMEL, P. et al. Modeling seasonal water yield for landscape management: Applications in Peru and Myanmar. **Journal of Environmental Management**, v. 270, p. 110792, set. 2020b.

HAMEL, P.; GUSWA, A. J. Uncertainty analysis of a spatially explicit annual water-balance model: case study of the Cape Fear basin, North Carolina. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 19, n. 2, p. 839–853, 6 fev. 2015.

HELLWIG, J. et al. Large- Scale Assessment of Delayed Groundwater Responses to Drought. **Water Resources Research**, v. 56, n. 2, fev. 2020.

HONDA, E. A.; DURIGAN, G. Woody encroachment and its consequences on hydrological processes in the savannah. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 371, n. 1703, 19 set. 2016.

IBGE. **IBGE - Informações ambientais**. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/geociencias/cartas-e-mapas/informacoes-ambientais/15842-biomas.html?edicao=16060&t=acesso-ao-produto>>. Acesso em: 31 jan. 2022.

IGAM. **Plano Diretor de Recursos Hídricos dos Afluentes Mineiros do Rio Pardo_PA1**. Belo Horizonte: [s.n.]. Disponível em: <<http://www.repositorioigam.meioambiente.mg.gov.br/handle/123456789/67>>. Acesso em: 27 set. 2021.

INSA. **Recursos Hídricos em Regiões Semiáridas: Estudos e Aplicações**. Campina Grande, PB: Instituto Nacional do Semiárido, Cruz das Almas, BA: Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, 2012.

JACKSON, R. B. et al. Trading Water for Carbon with Biological Carbon Sequestration. **Science**, v. 310, n. 5756, p. 1944–1947, 23 dez. 2005.

KLEMEŠ, V.; SRIKANTHAN, R.; MCMAHON, T. A. Long-memory flow models in reservoir analysis: What is their practical value? **Water Resources Research**, v. 17, n. 3, p. 737–751, jun. 1981.

KOSMUS, M.; RENNER, I.; ULLRICH, S. **Integração de Serviços Ecosistêmicos ao Planejamento do Desenvolvimento**. [s.l.: s.n.]. Disponível em: <http://www.aboutvalues.net/es/data/six_steps/integr_ecosys_serv_in_dev_planning_pt.pdf>. Acesso em: 25 abr. 2022.

LIMA, J. E. F. W. **Modelagem numérica do fluxo da água no solo e do escoamento de base em uma bacia experimental em área agrícola no Cerrado (Distrito Federal)**. Doctorate's Thesis—Brasilia - DF: Universidade de Brasília, 2010.

LIMA, J. E. F. W.; SILVA, E. M. DA. **ESTIMATIVA DA CONTRIBUIÇÃO HÍDRICA SUPERFICIAL DO CERRADO PARA AS GRANDES REGIÕES HIDROGRÁFICAS BRASILEIRAS**. [s.l.: s.n.].

LIMA, J. E. F. W.; SILVA, M. DA S. **Estimativa da Contribuição Hídrica Do Cerrado Para As Grandes Bacias Hidrográficas Brasileiras**. XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. **Anais...**São Paulo: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2007.

LU, H. et al. Spatiotemporal Water Yield Variations and Influencing Factors in the Lhasa River Basin, Tibetan Plateau. **Water**, v. 12, n. 5, p. 1498, 23 maio 2020.

MAIDMENT, D. **Handbook of Hydrology** . [s.l.] McGraw-Hill Education, 1993.

MANDLE, L. et al. Assessing ecosystem service provision under climate change to support conservation and development planning in Myanmar. **Plos one**, p. 1–23, 2017.

MARENGO, J. A.; CUNHA, A. P.; ALVES, L. M. **Variabilidade e mudanças climáticas no semiárido brasileiro**. Campina Grande (PB): Instituto Nacional do Semiárido, 2016. v. 1

MELLO, C. R. D.; SILVA, A. M. D. **Hidrologia: princípios e aplicações em sistemas agrícolas**. 1. ed. [s.l.: s.n.].

MOLDENHAUER, W. C.; ONSTAD, C. A. Achieving specified soil loss levels. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 30, p. 166–8, 1975.

MORGAN, R. P. C. S. **Soil erosion and Conservation**. 3. ed. [s.l.] National Soil Resources Institute, Cranfield University, 2005.

MORIASI, D. N. et al. Model Evaluation Guidelines for Systematic Quantification of Accuracy in Watershed Simulations. **Transactions of the ASABE**, v. 50, n. 3, p. 885–900, 2007.

NOGUEIRA, M. C. R. **Gerais a dentro e a fora: identidade e territorialidade entre Geraizeiros do Norte de Minas Gerais**. Tese—Brasília - DF: Universidade de Brasília - UNB , 2009.

OLIVEIRA, M. D. DE. **Autodefinição identitária e territorial entre os geraizeiros do norte de Minas Gerais: o caso da comunidade sobrado**. Dissertação—Brasília - DF: Universidade de Brasília - UnB, 28 fev. 2017.

OLIVEIRA, P. T. S.; NEARING, M. A.; WENDLAND, E. Orders of magnitude increase in soil erosion associated with land use change from native to cultivated vegetation in a Brazilian savannah environment. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 40, n. 11, p. 1524–1532, 15 set. 2015.

PAPAMICHAIL, D. M.; GEORGIU, P. E. SEASONAL ARIMA INFLOW MODELS FOR RESERVOIR SIZING1. **JAWRA Journal of the American Water Resources Association**, v. 37, n. 4, p. 877–885, ago. 2001.

PARRON, L. M. et al. **Serviços Ambientais em Sistemas Agrícolas e Florestais do Bioma Mata Atlântica**. Embrapa ed. Brasília - DF: Embrapa, 2015.

PEROVIĆ, V. et al. Effects of changes in climate and land use on soil erosion: a case study of the Vranjska Valley, Serbia. **Regional Environmental Change**, v. 19, n. 4, p. 1035–1046, 7 abr. 2019.

PIRES, L. S. et al. Erosão hídrica pós-plantio em florestas de eucalipto na região centro-leste de Minas Gerais. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 41, n. 4, p. 687–695, abr. 2006.

PONETTE-GONZÁLEZ, A. G. et al. Managing water services in tropical regions: From land cover proxies to hydrologic fluxes. **Ambio**, v. 44, n. 5, p. 367–375, 28 set. 2015.

RABELO, U. P.; LIMA NETO, I. E. Efeito de secas prolongadas nos recursos hídricos de uma região semiárida: uma análise comparativa para o Ceará. **Revista DAE**, v. 66, n. 212, p. 61–79, 2018.

REDHEAD, J. W. et al. National scale evaluation of the InVEST nutrient retention model in the United Kingdom. **Science of The Total Environment**, v. 610–611, p. 666–677, jan. 2018.

RIEGER, F. A. et al. Water erosion on an Oxisol under integrated Crop-Forest systems in a transitional area between the Amazon and cerrado biomes. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 40, p. 1–12, 2016.

- RODRÍGUEZ-SUÁREZ, J. A. et al. Influence of Eucalyptus globulus plantation growth on water table levels and low flows in a small catchment. **Journal of Hydrology**, v. 396, n. 3–4, p. 321–326, 13 jan. 2011.
- ROSA, H. S.; DAYRELL, C. A.; DAYRELL, L. **Cacunda di Librina.** , 2007. Disponível em: <<https://beirasdagua.org.br/item/os-geraizeiros/>>
- ROSADO, J.; MORAIS, M. M. Estratégias de Gestão da Água em Situação de Escassez: Regiões Semiáridas e Mediterrânicas. **Sustentabilidade em Debate**, v. 3, n. 1, 2010.
- SAAD, S. I. et al. Analyzing ecological restoration strategies for water and soil conservation. **PLOS ONE**, v. 13, n. 2, p. e0192325, 9 fev. 2018.
- SAAD, S. I. et al. Modeling the on-site and off-site benefits of Atlantic forest conservation in a Brazilian watershed. **Ecosystem Services**, v. 48, p. 101260, abr. 2021.
- SAHLE, M. et al. Quantifying and mapping of water-related ecosystem services for enhancing the security of the food-water-energy nexus in tropical data-sparse catchment. **Science of The Total Environment**, v. 646, p. 573–586, jan. 2019.
- SÁNCHEZ-CANALES, M. et al. Sensitivity analysis of ecosystem service valuation in a Mediterranean watershed. **Science of The Total Environment**, v. 440, p. 140–153, dez. 2012.
- SARTORI, A.; LOMBARDI NETO, F.; GENOVEZ, A. M. Classificação Hidrológica de Solos Brasileiros para a Estimativa da Chuva Excedente com o Método do Serviço de Conservação do Solo dos Estados Unidos Parte 1: Classificação. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 10, n. 4, p. 5–18, 2005.
- SCHMALZ, B. et al. Water-related ecosystem services in Western Siberian lowland basins—Analysing and mapping spatial and seasonal effects on regulating services based on ecohydrological modelling results. **Ecological Indicators**, v. 71, p. 55–65, dez. 2016.
- SCHREINER-MCGRAW, A. P.; AJAMI, H. Delayed response of groundwater to multi-year meteorological droughts in the absence of anthropogenic management. **Journal of Hydrology**, v. 603, p. 126917, dez. 2021.
- SCHWÄRZEL, K. et al. How afforestation affects the water cycle in drylands: A process-based comparative analysis. **Global Change Biology**, v. 26, n. 2, p. 944–959, 1 fev. 2020.

SCORDO, F. et al. Modeling Water Yield: Assessing the Role of Site and Region-Specific Attributes in Determining Model Performance of the InVEST Seasonal Water Yield Model. **Water**, v. 10, n. 11, p. 1496, 23 out. 2018.

SHARP, R. et al. **InVEST 3.11.0. User's Guide**. [s.l.: s.n.]. Disponível em: <<https://invest-userguide.readthedocs.io/en/latest/>>. Acesso em: 25 abr. 2022.

SIMEDO, M. B. L. et al. The Assessment of Hydrological Availability and the Payment for Ecosystem Services: A Pilot Study in a Brazilian Headwater Catchment. **Water**, v. 12, n. 10, p. 2726, 29 set. 2020.

SRINIVASAN, V.; KONAR, M.; SIVAPALAN, M. A dynamic framework for water security. **Water Security**, v. 1, p. 12–20, jul. 2017.

TERRADO, M. et al. Impact of climate extremes on hydrological ecosystem services in a heavily humanized Mediterranean basin. **Ecological Indicators**, v. 37, p. 199–209, fev. 2014.

THIESSEN, A. H. Precipitation Averages for Large Areas. *Monthly Weather Review*. v. 39, n. 7, p. 1082–1089, 1911.

TRATA BRASIL. **Perdas de Água 2021 (SNIS 2019): Desafios para Disponibilidade Hídrica e Avanço da Eficiência do Saneamento Básico**. São Paulo: [s.n.]. Disponível em:

<https://tratabrasil.org.br/images/estudos/Perdas_d%C3%A1gua/Estudo_de_Perdas_2021.pdf>. Acesso em: 27 set. 2021.

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. 3. ed. [s.l.: s.n.].

UNCCD; FAO. **Land degradation neutrality for briefing note water security and combatting drought**. [s.l.] United Nations Convention to Combat Desertification (UNCCD) and the Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), 2020. Disponível em:

<https://catalogue.unccd.int/1442_LDN_Water_Security_drought_report%20Web.pdf>. Acesso em: 25 abr. 2022.

UNECE. **Guidance on Water and Adaptation to Climate Change**. [s.l.: s.n.]. Disponível em: <https://unece.org/sites/default/files/2021-10/Guidance_water_climate.pdf>. Acesso em: 25 abr. 2022.

UNRIC. United Nations Regional Information Centre: Message from the UN Secretary-General on World Environment Day.

<https://www.youtube.com/watch?v=frwNqpShubE&t=2s>, , 2019.

VAUGHAN, A. A. et al. Near- Channel Versus Watershed Controls on Sediment Rating Curves. **Journal of Geophysical Research: Earth Surface**, v. 122, n. 10, p. 1901–1923, 23 out. 2017.

VERHEIJEN, F. G. A. et al. Tolerable versus actual soil erosion rates in Europe. **Earth-Science Reviews**, v. 94, n. 1–4, p. 23–38, maio 2009.

WANG, Z.; LECHNER, A. M.; BAUMGARTL, T. Ecosystem services mapping uncertainty assessment: a case study in the Fitzroy basin mining region. **Water**, v. 10, p. 1–25, 2018.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning**. Washington, USDA: [s.n.]. Disponível em: <<https://naldc.nal.usda.gov/download/CAT79706928/PDF>>.

XIE, Y. et al. Groundwater age persistence in topography-driven groundwater flow over paleohydrogeologic time scales. **Geology**, v. 50, n. 6, p. 731–735, 1 jun. 2022.

ZAIED, M. BEN; JOMAA, S.; OUESSAR, M. Soil Erosion Estimates in Arid Region: A Case Study of the Koutine Catchment, Southeastern Tunisia. **Applied Sciences**, v. 11, n. 15, p. 6763, 23 jul. 2021.

ZHANG, L. et al. Separating the effects of changes in land management and climatic conditions on long-term streamflow trends analyzed for a small catchment in the Loess Plateau region, NW China. **Hydrological Processes**, v. 28, n. 3, p. 1284–1293, 30 jan. 2014.

CONCLUSÕES GERAL

O gerenciamento dos recursos hídricos integrado a gestão do uso do solo e do clima estão entre as estratégias para alcançar a sustentabilidade hídrica. Locais como a Bacia do Rio Pardo que vem sofrendo com secas necessitam de estudos para que os problemas de escassez hídrica ganhem visibilidade técnica e política e medidas mitigatórias e adaptativas possam ser realizadas. Boa parte da população depende da vegetação nativa do Cerrado em pé para o desenvolvimento socioeconômico local, água das nascentes e poços, tornando a recarga adequada de águas subterrâneas importante para o futuro. Nossos resultados têm implicações importantes para os usuários da bacia, particularmente para compensações de serviços ecossistêmicos resultantes da mudança de uso do solo em situação climáticas extremas.

O uso dos modelos SDR e SWY revelou que o aumento das áreas antrópicas tem potencial de reduzir a qualidade e a quantidade da água disponível para abastecimento hídrico na região. Associado a isso, em anos de chuvas extremas a erosão do solo tem potencial para aumentar consideravelmente, exacerbando os problemas de assoreando que já ocorrem na bacia, principalmente em rios menores. Existem muito movimentos sociais para recuperação de nascente, mas aumento de esforços são necessários para que resultados mais efetivos e concretos possam se espalhar pela região.

A mudança do uso do solo também apresentou potencial para redução dos fluxos subterrâneos importantes para o seguro abastecimento hídrico, principalmente no período de estiagem, logo o planejamento do uso do solo se torna prioritário. O grupo de coletores de sementes e restauradores da região vem se fortalecendo e ganhando espaço e podem ser para fundamental para o planejamento territorial estratégico.

Neste trabalho, foi fornecido uma visão inicial da condição do ecossistema e das tendências de abastecimento hídrico e da conservação do solo para Bacia do Rio pardo, que podem servir como base para estratégias e estudos mais completos e complexos, incluindo análises de serviços ecossistêmicos adicionais e pagamento por serviços ambientais (ONU et al., 2014b).

APÊNDICE

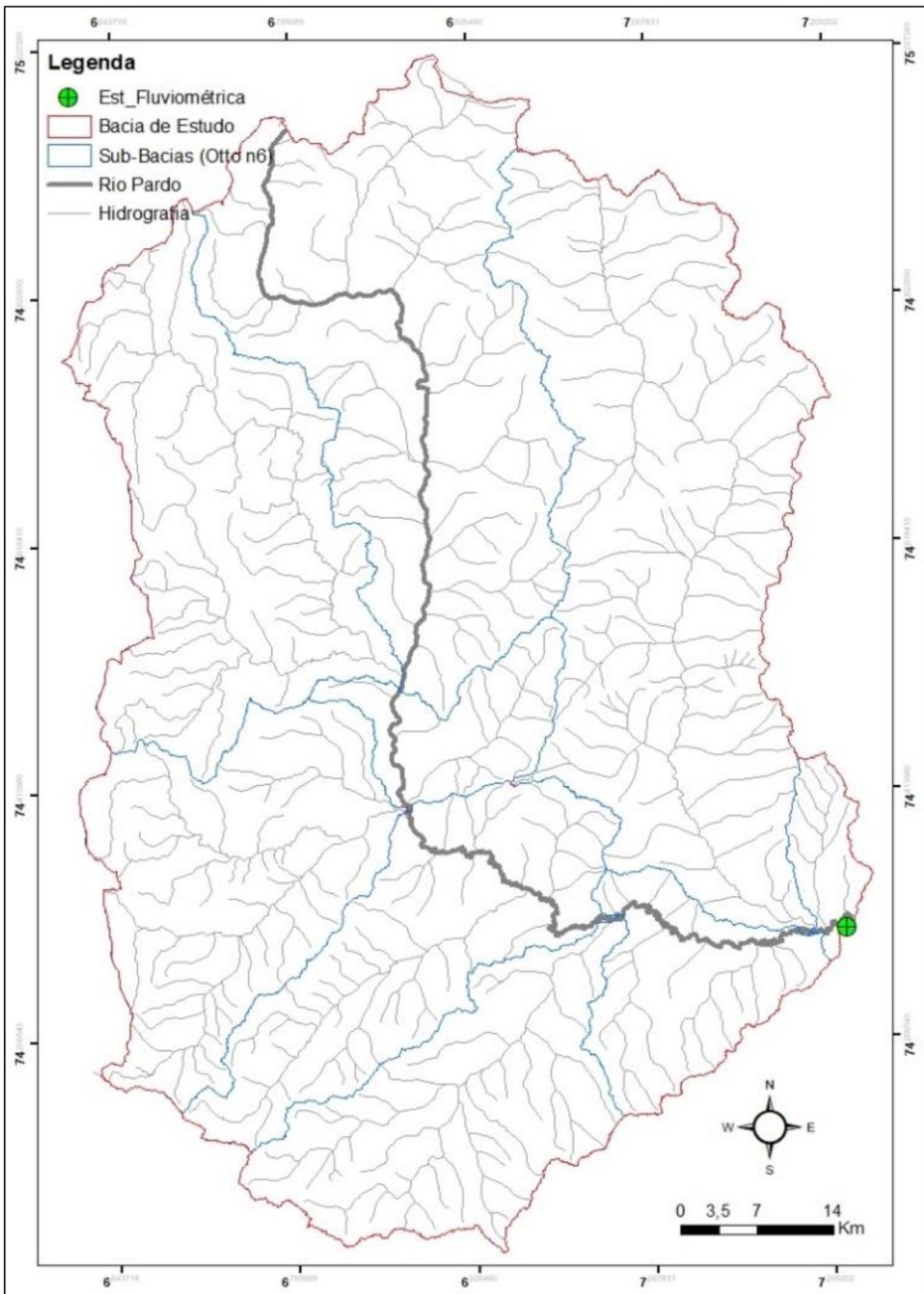


Figura A: Limite da Bacia Hidrográfica a montante da estação fluviométrica Fazenda Benfica formando a área de estudo.

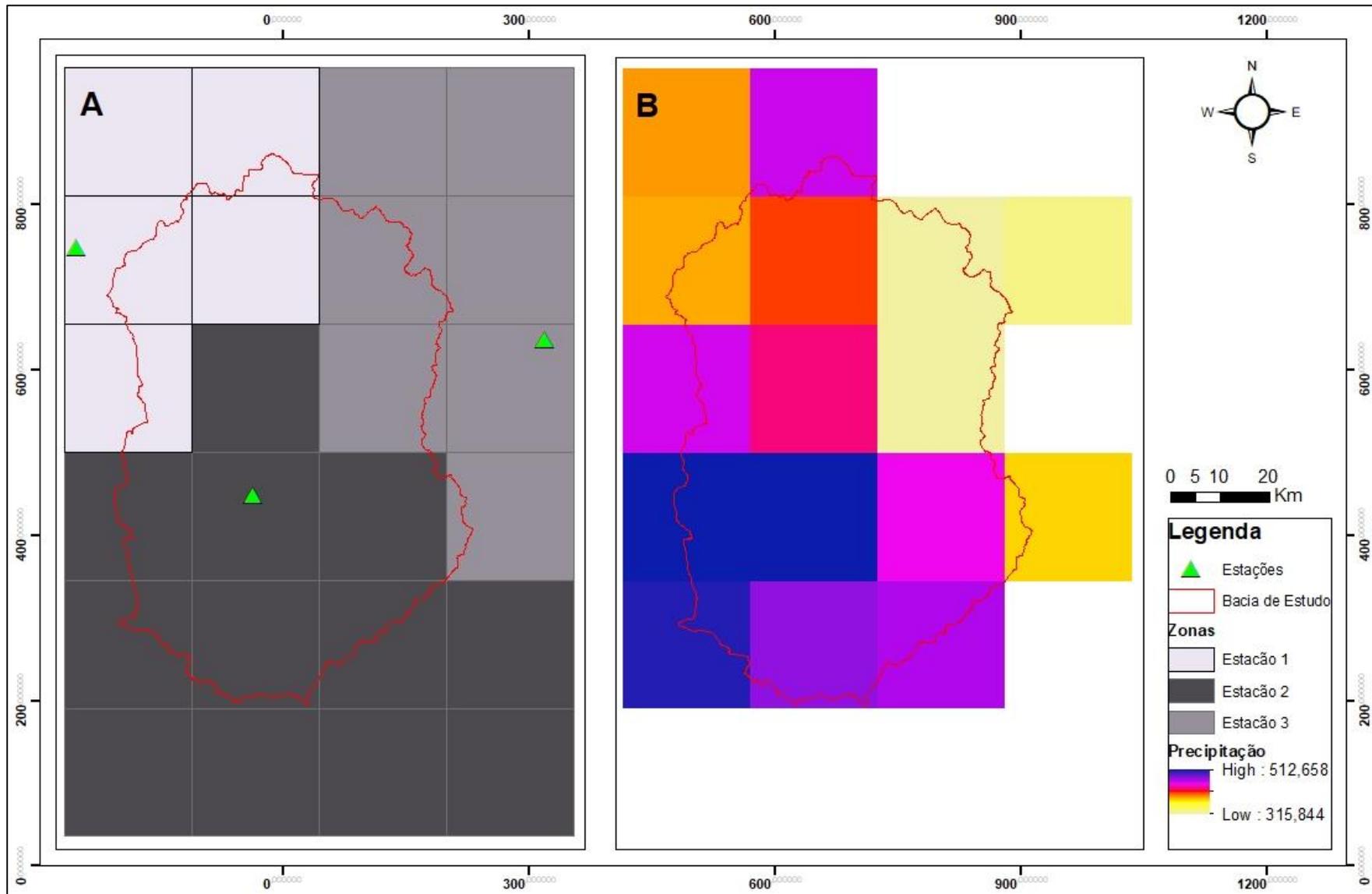


Figura B: a) estações pluviométricas e as suas respectivas zonas para a correção dos raster de precipitação CHIRPS (b) Exemplo de como ficam os rasters de precipitação após o processo de correção do viés

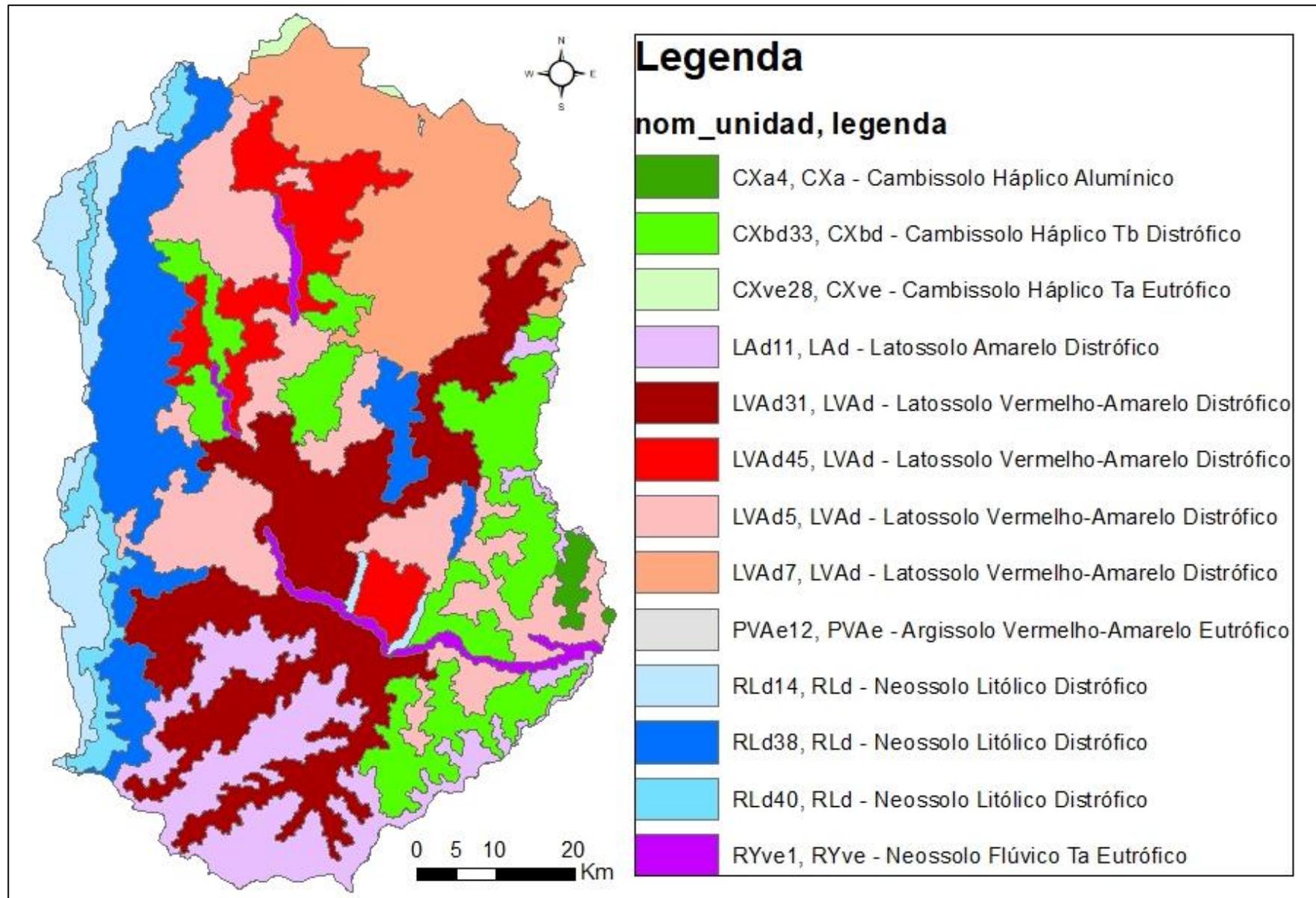


Figura C: Mapa das classes de solos na bacia Pardo-FB. Fonte: IBGE (2021).

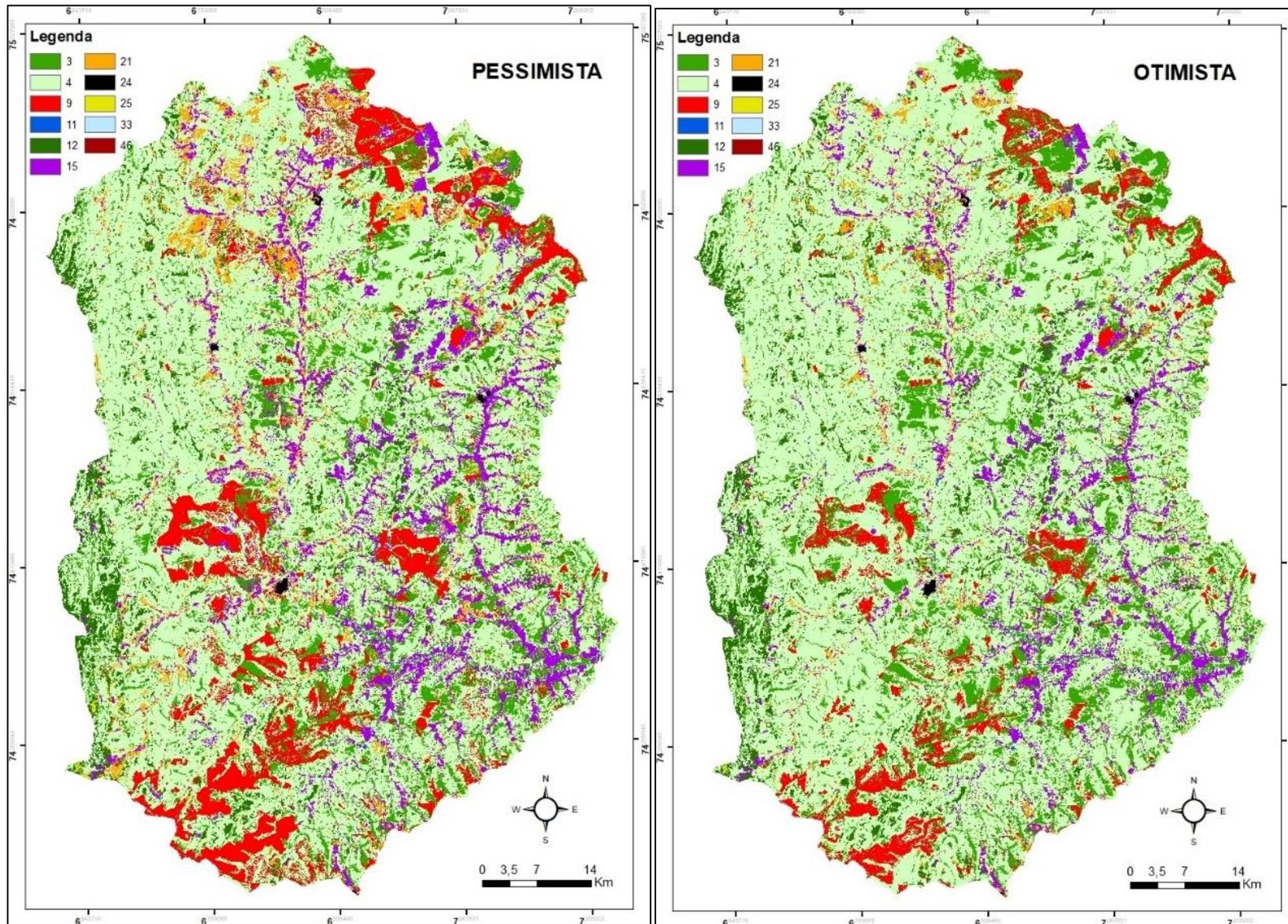


Figura D: Cenários otimista (OP) e pessimista (PE)

