ANÁLISE COMPARATIVA DE SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS PRESTADOS POR DUAS BACIAS HIDROGRÁFICAS NO DISTRITO FEDERAL

Gabriel de Oliveira Bezerra

Brasília, 2020

Universidade de Brasília

Faculdade de Tecnologia

Departamento de Engenharia Florestal

ANÁLISE COMPARATIVA DE SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS PRESTADOS POR DUAS BACIAS HIDROGRÁFICAS NO DISTRITO FEDERAL

Gabriel de Oliveira Bezerra

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Departamento de Engenharia Florestal da Universidade de Brasília como requisito para a obtenção do título de Bacharel em Engenharia Florestal.

Orientador: Prof. Dr. Henrique Marinho Leite Chaves

Agradecimentos

Agradeço à toda minha família pelo amor, paciência, força e ensinamentos constantes que me moldaram como ser humano e me possibilitaram ultrapassar todos os obstáculos dentro e fora da graduação. Em especial, agradeço à minha mãe Lina e ao meu pai Sandro, os meus maiores tesouros, professores e guardiões, aqueles em que me permito ser vulnerável e ser aconselhado nos meus momentos mais difíceis e quem me fazem ansiar ser melhor para retribuir tudo que me foi dado. Também agradeço em especial ao meu primo Yago e meu irmão Mateus, que acompanharam mais próximos a minha jornada do que quaisquer outras pessoas e sempre me mantiveram confiante e não me permitiram fraquejar. Ainda, agradeço à minha irmã Kadija pela inspiração proporcionada e às minhas primas Alissa, Briza e Sarah que intensificam as felicidades presentes nos bons momentos e me elevam quando estou frente às adversidades.

Agradeço aos meus amigos Thyago, Vinícius, Guilherme, Nathan, Lucas e Henrique por todas as risadas, conselhos e descontrações tão necessárias para que eu conseguisse chegar aonde estou. Em especial, agradeço meus amigos Artur, Gabriel Matos e Isabella, com quem compartilhei inúmeros momentos de felicidade e de tristeza e com quem a troca constante de ideias me engrandeceram como indivíduo e profissional de maneira permanente.

Agradeço à Flora Tecnologia e Consultoria Ambiental por ter me empregado no meu período de estágio, de onde retirei aprendizados extremamente valiosos pelas atividades que realizei e pela vivência com a equipe. Em especial agradeço à Ayla Fernandes cuja experiência e paciência me conduziram da melhor maneira possível durante meu período na empresa e à Estéfani Santos, que sempre prestou o máximo de assistência durante meus incontáveis questionamentos e se mostrou uma grande amiga nos momentos necessários.

Agradeço ao departamento de Engenharia Florestal e todos os seus membros, docentes e não, que me ajudaram durante o refinamento do meu caráter e do meu conjunto de habilidades culminando na minha formação como engenheiro florestal, honra que carregarei para o resto da minha vida. Em especial, agradeço aos professores Ailton, Alba, Alexandre, Eraldo, Júlia Sonsin, Manuel Cláudio, Ricardo e Zé Roberto que se demonstraram profissionais e indivíduos exemplares, lecionando com maestria e me impulsionando a almejar maestria equivalente.

Agradeço ao meu orientador Henrique Chaves, o qual não somente me auxiliou nas dúvidas referentes ao trabalho, não importando sua simplicidade, mas também ensinou através de suas atitudes o que é ser um profissional respeitável.

Agradeço à Universidade de Brasília pela oportunidade que tive de obter um ensino superior de qualidade, mas também pela possibilidade de vivenciar momentos inesquecíveis com as pessoas que conheci e que carregarei para o resto da vida.

Sumário

1. Introdução 5
2. Objetivos 7
2.2. Objetivos Específicos 7
3. Revisão Bibliográfica 7
3.1. Serviços Ecossistêmicos 7
3.2. Modelagem de Serviços Ecossistêmicos 11
3.3. Proteção contra erosão e retenção de sedimentos 18
3.4. Unidades de Conservação 22
4. Metodologia 26
4.1. Descritivo da Área de Interesse 26
4.1.1. Bacia do Ribeirão Pipiripau 26
4.1.2. Bacia do Ribeirão Santa Maria 28
4.2. InVEST 29
4.2.1. Submodelo *Sediment Delivery Ratio* (Transporte de Sedimentos) 29
4.2.2. Parâmetros e dados de entrada utilizados 31
4.2.2.1. Bacia do Ribeirão Pipiripau 31
4.2.2.2. Bacia do Ribeirão Santa Maria 38
4.2.3. Critérios de Avaliação utilizados 42
5. Resultados e Discussão 43
5.1. Bacia do Ribeirão Pipiripau 43
5.2. Bacia do Santa Maria 46
6. Conclusão 49
7. Bibliografia 50

1. Introdução

Conforme as sociedades se desenvolvem e a população permanece em crescimento constante, a problemática do déficit de recursos básicos para a manutenção da qualidade de vida mínima dos cidadãos aumenta progressivamente. Estes recursos possuem uma relação direta com os ecossistemas que os provêm e a sua capacidade de fazê-lo, sendo este um conceito similar ao proposto pelos ecólogos ao se tratar dos serviços ecossistêmicos.

Boyd e Banzhaf (2006) buscaram uma definição concreta e simples do que seriam os serviços ecossistêmicos e as unidades a serem utilizadas para mensurá-los, posteriormente. Para eles, os serviços ecossistêmicos podem ser definidos como “os benefícios da natureza para os domicílios, comunidades e economias”. Por outro lado, segundo a publicação de Andrade e Fasiaben (2009) pela Embrapa, na qual são analisadas as políticas de Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA), os serviços ecossistêmicos são os benefícios apropriados pelo homem, direta e indiretamente, providos por ecossistemas saudáveis.

Apesar das pequenas diferenças entre as duas definições, pode-se observar que elas compartilham de um elemento importante, que é a perspectiva humana e o interesse de que os serviços ecossistêmicos permaneçam sendo disponibilizados, dados os seus benefícios para a sociedade. Um exemplo claro é o setor do agronegócio, fortemente influenciado por serviços ecossistêmicos de provisão, regulação e de suporte tais como polinização, regulação hidrológica, reciclagem da matéria orgânica, controle de pragas, entre outros (POWER, 2010). Argumenta-se, inclusive, que a agricultura é dependente de certos serviços ecossistêmicos, dentre eles o ciclo hidrológico e a sazonalidade climática visto que estes incorrem diretamente nas características fenológicas dos vegetais, ditando quando estes irão florescer e frutificar (FERRAZ et al*.,* 2019). Além dessas características, a provisão hídrica se faz necessária também para usos diretos como na irrigação, sendo intensamente necessária, também, em outros contextos alheios à zona rural, como no abastecimento hídrico das cidades.

A provisão hídrica é, no entanto, somente um dos serviços ecossistêmicos necessários para o abastecimento das cidades, visto que outros serviços de regulação e suporte também possuem grande valia para que as civilizações tenham seu estoque de água garantido não somente em quantidade, mas também em qualidade. Segundo Arend (1942, apud BALBINOT et al., 2008), por exemplo, a infiltração nos solos de ecossistemas florestais é superior à infiltração observada em solos degradados, influenciando diretamente na recarga dos aquíferos localizados nas bacias hidrográficas. O estado de conservação de um determinado ecossistema impacta, ainda, a erosão hídrica decorrente de baixas taxas de infiltração, relacionadas diretamente à maiores coberturas, densidades e idades dos fragmentos de vegetação nativa (LULL, 1963, apud BALBINOT et al., 2008). Consequentemente, a conservação dos ecossistemas naturais presentes nas bacias hidrográficas, de onde é realizada a retirada da água a ser utilizada para o abastecimento das cidades, se faz necessária. Segundo Maes et al. (2009), um dos papéis da vegetação natural que circunda os cursos d’água de uma bacia hidrográfica é a regulação do fluxo hidrológico, permitindo que a oferta de água seja mais homogênea no decorrer de um ano.

Atualmente existem diversos mecanismos presentes que propiciam a conservação da vegetação natural nas bacias hidrográficas. Segundo Andrade e Fasiaben (2009), a política de Pagamento por Serviços Ambientais é um destes instrumentos.

Os programas de Pagamento por Serviços Ambientais promovem a conservação de remanescentes naturais através da simulação de um “mercado de serviços ecossistêmicos”, aonde existem tipicamente, mas não somente, dois tipos de agentes: os usuários-pagadores e os beneficiários-recebedores (PAGIOLA, 2011). Há, no entanto, formas de PSA’s onde há um terceiro agente que irá arcar com as despesas do programa retirando das mãos do público a necessidade de pagamento (ENGEL et al., 2008). Apesar de sua instauração como política ambiental nos estados brasileiros estar em crescimento vertiginoso, o uso de PSA na América Latina remonta da década de 90, sendo oficializado como instrumento de gestão ambiental em 1997, na Costa Rica (PAGIOLA et al. 2013).

Além da utilização de PSA’s, existem outros instrumentos capazes de assegurar a integridade dos ecossistemas naturais, sendo possível citar dentre estes a implantação de Unidades de Conservação, previstas pela lei 9.985/2000 (BRASIL, 2000), a qual estabelece os fundamentos do Sistema de Unidades de Conservação. Essas áreas são conhecidas por terem como principal finalidade a proteção dos recursos ambientais contemplados pelos seus limites, visando a utilização sustentável, a restauração e a recuperação do ambiente natural. Segundo Geluda e Young (2005) há inclusive conceitos no texto da Lei do SNUC que podem assegurar programas de PSE, visto que a proteção dos ecossistemas e, consequentemente, dos benefícios provisionados por estes é parte crucial da instauração das UCs.

Sob a ótica dos serviços ecossistêmicos vinculados aos recursos hídricos, as Unidades de Conservação, especialmente de Proteção Integral, são fortes instrumentos utilizados nas políticas de gestão. O fornecimento de água de boa qualidade e com volume suficiente para suprir as necessidades da sociedade, sejam essas o abastecimento hídrico de cidades ou a utilização na indústria e agricultura é um dos principais serviços ecossistêmicos oferecidos pelas Unidades de Conservação (IBASE, 2006). Segundo Echavarría (2005, apud IBASE, 2006), este é inclusive um dos objetivos estabelecidos na criação de diversas UCs não somente no Brasil como na América Latina como um todo.

2. Objetivos

2.1. Objetivo Geral

Avaliar a diferença nos serviços ecossistêmicos providos por duas bacias hidrográficas, uma protegida por uma Unidade de Conservação de proteção integral e outra desprotegida e com conflito de uso de terra.

2.2. Objetivos Específicos

- Realizar a modelagem e estimativa da erosão hídrica e exportação de sedimentos nas duas bacias hidrográficas analisadas;
- Realizar a modelagem e estimativa da erosão hídrica em dois cenários de conservação para a bacia do Ribeirão Pipiripau.

3. Revisão Bibliográfica

3.1. Serviços Ecossistêmicos

Na gestão de recursos ambientais certos conceitos são utilizados com maior frequência, seja pela sua aplicabilidade em questões práticas, pela sua capacidade de gerar um embasamento teórico a partir do qual são discutidos outros conceitos e estratégias de ação, ou talvez por serem reconhecidos como conceitos chave para a construção de políticas ambientais. Nesse âmbito, pode-se afirmar que o conceito de Serviços Ecossistêmicos (SE's) se encaixa em vários contextos, especialmente naqueles que são utilizados para promover factualmente a conservação dos recursos naturais.

Primeiramente utilizado como termo por Paul e Anne Ehrlich (1981, apud FISHER, 2008) na sua investigação sobre as causas e consequências da extinção de espécies, os "serviços ecossistêmicos" passaram a ser explorados de maneira mais direta. Costanza et al. (1997) procurou valorar os serviços ecossistêmicos em escala de bioesfera. o estudo teve como resultado a precificação de 17 serviços ecossistêmicos advindos de 16 ecossistemas espalhados no globo. Para a estimativa dos valores de cada serviço ecossistêmico foram utilizados os dados encontrados na literatura, resultando em três valorações diferentes referentes aos valores mais baixos e mais altos dos estudos utilizados. O resultado obtido no final foi de um espectro de valores, com o limite inferior equivalendo a 19 trilhões de dólares anualmente e o limite superior, incluindo os dados de valoração mais altos além dos valores de desertos, tundras e o valor médio dos campos equivalendo a 54 trilhões de dólares. Segundo os autores, o valor médio de 33 trilhões de dólares de serviços ecossistêmicos anualmente é considerado, ainda assim, um valor subestimado dada a natureza desses serviços que muitas vezes fogem do mercado econômico (COSTANZA et al., 1997).

Devido à complexidade do tema e a eventual conceituação de novos serviços ecossistêmicos advindos de estudos complementares, a comunidade científica atentou-se para a necessidade da oficialização dos termos relativos ao assunto, bem como uma classificação dos serviços ecossistêmicos existentes. Nesse contexto, A Organização das Nações Unidas inaugurou em 2001 uma iniciativa cujo objetivo era solidificar os conhecimentos existentes até o momento relacionados aos serviços ecossistêmicos, buscando averiguar quais as consequências das atividades degradantes ao meio-ambiente no bem estar humano e das sociedades, além de quais atividades poderiam

ser empregadas para reverter esse quadro (MEA, 2005). Algumas das descobertas dessa iniciativa são:

- A perda irreversível de biodiversidade terrestre resultante da alteração sem precedentes dos ecossistemas terrestres e marítimos;
- Apesar de terem sido observados aumentos expressivos no padrão de vida de certos grupos sociais, associados ao crescimento econômico advindos da exploração exacerbada dos ecossistemas, há fortes indicadores de que esses benefícios irão reduzir em quantidade e intensidade caso a sobreutilização dos recursos naturais continue, impactando as futuras gerações e, em certos casos, sociedades mais fragilizadas atualmente;
- Os serviços ecossistêmicos já ameaçados atualmente devido à degradação ocorrente nos últimos 50 anos estão mais propensos à degradação posterior, estando estes ecossistemas mais fragilizados. Caso isso ocorra, as Metas de Desenvolvimento do Milênio podem encontrar uma barreira para seu cumprimento;
- O Millennium Ecosystem Assessment propõe mudanças significativas nas políticas ambientais, as quais, caso implementadas, podem satisfazer algumas demandas por serviços ecossistêmicos (tendo em vista que essas serão crescentes a curto e longo prazo), enquanto recuperam os ecossistemas degradados que os fornecem.

O MEA propôs ainda a utilização de uma metodologia de classificação dos serviços ecossistêmicos, dividindo-os em quatro categorias, conforme a Tabela 1.

Tabela 1. Categorias dos serviços ecossistêmicos. Fonte: Millennium Ecosystem Assessment (2005).

Classificação	Definição
Provisão	Serviços que ofereçam algum bem tangível e propriamente utilizável
	Ex.: Alimento, água fresca, madeira, fibras, combustível, energia
Regulação	Serviços que atuam na regulação de processos naturais
	Ex.: Regulação do clima, de enchentes, de doenças, purificação da água
Culturais	Serviços que provêm benefícios intangíveis
	Ex.: Beleza cênica, valor espiritual, educação ambiental, uso recreativo, esportes
Suporte	Serviços que funcionam como a base para que outros possam ser ofertados
	Ex.: Ciclagem de nutrientes, formação do solo, produção primária

Segundo Fisher (2008), no entanto, a classificação dos SE's exige uma análise mais detalhada e será ajustada ao contexto no qual este serviço está inserido. Após definir o que é um serviço ecossistêmico a sua metodologia de classificação requer identificar características dos ecossistemas de interesse e os serviços que eles podem prover. Após isso, o que talvez seja o mais importante por agregar o elemento antrópico na sua classificação, é necessário avaliar quais contextos de tomada de decisão que revelem o interesse da sociedade no estudo ou na utilização daquele serviço. Um exemplo comum na comunidade científica é, claramente, o interesse acadêmico nos serviços ecossistêmicos, visto que a partir de pesquisas serão possíveis administrar os recursos naturais de maneira optimizada.

Um ponto importante a ser abordado é relacionado à própria natureza dos SE's. Os ecossistemas somente conseguem oferecer os benefícios à sociedade que os demanda quando estes estiverem em um estado mínimo de sanidade e integralidade sendo, portanto, necessário analisar quais os impactos das atividades que alterem a sua estrutura e possam, assim, impactar na provisão dos serviços ecossistêmicos (BRAUMAN et al*.,* 2007). Esse debate ganha peso quando visualizamos a taxa de conversão de ecossistemas naturais em usos alternativos do solo e como a recuperação da vegetação natural em locais estratégicos pode impactar na qualidade de vida da população.

Talvez o maior agente de conversão de vegetação natural em usos alternativos do solo seja o setor do agronegócio. Esse processo reverbera de um histórico constante de supressão de vegetação nativa conduzindo na redução drástica de oferta de recursos naturais, perda temporária e permanente de biodiversidade e ao abalo na oferta de vários serviços ecossistêmicos (FERRAZ *et al.*, 2019).

O trabalho de Power (2010) tratou precisamente desse ponto, avaliando quais as relações entre a instalação do que esta chama de "agroecossistemas" em detrimento aos ecossistemas naturais, especificamente sob a ótica da mudança na oferta dos serviços ecossistêmicos advindos dos fragmentos conservados e das matrizes produtivas rurais, analisando também a possibilidade de converter estes em "desserviços". O estudo consiste basicamente de uma análise literária, condensando este conhecimento em um produto mais objetivo que agregue vários pontos de vista cientificamente embasados para a formação de opiniões, trazendo ainda uma avaliação dos *tradeoffs* observados buscando auxiliar na tomada de decisões tendo em mente os efeitos propagados espacial e cronologicamente.

A fertilidade e estrutura do solo são alguns dos benefícios obtidos com a conservação do ecossistema. As atividades de supressão da vegetação e conversão da área para agricultura decorrem de impactos iniciais na estrutura dos solos, que podem ser intensificados a depender das práticas de manejo empregadas no sistema agrícola. Atividades no preparo do solo e na colheita das culturas impactam na estrutura do solo e nas comunidades de micróbios que o utilizam como seu hábitat, convertendo os benefícios obtidos por aquela área em desserviços como por exemplo o escoamento de nutrientes, aumento da erosão hídrica, assoreamento de cursos d'água (POWER, 2010). Outro serviço mencionado é a provisão de água em quantidade e qualidade. Visto que a agricultura retém cerca de 70% do uso mundial de água (FAO, 2003) a permanência de vegetação perene, ao contrário do observado nas lavouras de colheita anual, auxilia na retenção de água no solo, bem como na regulação do seu fluxo e infiltração. Adicionalmente, a vegetação natural tende a reduzir os fluxos de pico e enchentes enquanto mantém a homogeneidade sazonal do escoamento de base.

Averiguando que, ao contrário do que é tido como realidade no contexto popular de que o plantio de florestas aumentaria a vazão dos rios, Honda e Durigan (2017) avaliaram quais os reais efeitos da restauração de ecossistemas, florestais ou não, na produção de água em microbacias. O estudo visa ainda informar a respeito das atividades de restauração que podem ser escolhidas, buscando evitar tomadas de decisões contrárias aos apontamentos científicos da hidrologia e causando resultados com efeito contrário aos desejados.

De acordo com o artigo, quaisquer efeitos no regime hídrico serão vistos somente de médio a longo prazo. Isso se dá pelas características próprias da vegetação visto que para interferir nos processos do ciclo hidrológico as plantas precisam atingir um

determinado nível de maturidade radicular e estrutural. Nesse caso, a recuperação da vegetação deve ser entendida como uma ação complementar à outras práticas de conservação do solo. Outro ponto estabelecido no artigo é o da área mínima de restauração na bacia hidrográfica. Fazendo menção às Áreas de Preservação Permanente – APP, assim como à Reserva Legal que possui área mínima estabelecida pelo Código Florestal (BRASIL, 2012) de 20% para todos os biomas, excetuando-se a Amazônia, o estudo afirma que caso fosse decidido restaurar somente essas áreas de preservação não haveria influência significativa no volume de água fornecido pela bacia hidrográfica, apesar de ser possível averiguar melhora na qualidade de água.

Honda e Durigan dissertam que os esforços de restauração de ecossistemas devem possuir como foco outros serviços prestados pelas áreas a serem recuperadas, não o aumento no volume de água visto que haverá para a maior parte dos casos, especialmente em ecossistemas florestais, a redução da vazão observada na bacia hidrográfica. Sendo assim, a regulação do fluxo dos rios, a ciclagem biogeoquímica e do microclima, a melhoria da qualidade da água e o controle da erosão superficial são os verdadeiros benefícios almejados em projetos de recuperação de ecossistemas. Tendo em mente que a diminuição dos processos erosivos é desencadeada pelas maiores taxas de infiltração propiciadas pela presença da vegetação no local, além da diminuição tanto do volume quanto da velocidade do escoamento superficial, argumenta-se que a eficácia da vegetação na oferta desse benefício seja equivalente ao tamanho da área restaurada. No caso do aumento da qualidade da água na bacia hidrográfica, os esforços de restauração da vegetação podem ser priorizados nos locais de maior fragilidade, como áreas de solo exposto, trechos de maior declividade e outros locais de maior susceptibilidade ao escoamento superficial e, consequentemente maiores riscos de erosão.

Apesar da importância da definição e do entendimento do que são os serviços ecossistêmicos, para qualquer utilização prática desses conceitos se faz necessária a utilização de ferramentas menos abstratas e que tenham aplicabilidade nas áreas de interesse dos projetos.

3.2. Modelagem de Serviços Ecossistêmicos

A importância da definição de conceitos teóricos se dá pela necessidade de construir uma base sólida a partir da qual problemas reais poderão ser resolvidos, o que não é diferente no caso dos serviços ecossistêmicos. Após as principais publicações do *Millennium Ecosystem Assessment*, a conceituação a respeito dos serviços ecossistêmicos encontrava-se bem consolidada, apesar de que os documentos resultantes afirmavam a necessidade de revisão do embasamento realizado pela iniciativa já que esse nunca pretendeu ser um documento estático.

O que se sucedeu foi um chamado global para que as pesquisas vinculadas aos benefícios advindos dos ecossistemas tenham como foco a sua medição, modelagem e mapeamento, além de investigar quais mudanças podem acontecer na sua oferta para as comunidades humanas (FISHER et al*.,* 2008). Adicionalmente, visto que a utilização de SEs como moeda de debate sugere a conservação dos ecossistemas que os oferecem, certos pontos precisam ser abordados pelos modelos que os mensuram. Neste caso, a análise puramente econômica visualiza a conservação dos fragmentos naturais como um custo de oportunidade visto que a conversão daquela área para atividades alternativas renderia retornos financeiros. Sendo assim, é importante que a mensuração dos serviços ecossistêmicos proporcionados pela área permita realizar a análise do *tradeoff* entre os benefícios recebidos pela preservação e os ganhos advindos da sua utilização comercial (POWER, 2010).

Seguindo essa linha, Crossman et al. (2013) realizaram uma extensa revisão bibliográfica abrangendo todos os trabalhos realizados com foco na mensuração, modelagem e quantificação de quaisquer serviços ecossistêmicos. Seu objetivo, no final, era criar um *blueprint* ou *framework* para todos os esforços futuros na área cujo interesse seja analisar os serviços ecossistêmicos de maneira quantitativa, resolvendo a problemática apontada por outros autores (Martínez-Harms & Balvanera, 2012) e verificada na revisão realizada, sendo essa a falta de padronização dos aferimentos de serviços ecossistêmicos. Esse problema torna-se contraproducente para a formulação de políticas de gestão de recursos naturais, proposição de debates entre diferentes membros da sociedade e tomadores de decisão, entre outros benefícios trazidos com a mensuração de SEs (GARCIA & ROMEIRO, 2013; MAES et al*.,* 2012).

Como resultado do trabalho, há a listagem das ferramentas principais utilizadas e apontadas na literatura para o mapeamento, quantificação e modelagem de serviços ecossistêmicos, sendo essas: ARIES (ARtificial Intelligence for Ecosystem Services), SolVES (Social Values for Ecosystem Services) e InVEST (Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs). De acordo com a FUNBIO (2014), as principais ferramentas de modelagem de SEs são também ARIES e InVEST, porém na sua listagem a ferramenta SolVES não é mencionada e são inseridos o EcoMetrix e o MIMES.

A ferramenta de modelagem ARIES nasceu com o propósito de considerar certos fatores não inclusos em outros estudos de modelagem, cujos interesses geralmente eram de simplesmente observar os serviços ecossistêmicos ou as suas relações com características do ambiente que possam impactar na sua oferta (VILLA et al., 2009). Sendo assim, na sua construção, o ARIES analisa não somente os benefícios advindos dos ecossistemas e das suas funções como também dados dos beneficiários, ou seja, aqueles entes que utilizam destes benefícios. Além disso, para obter maior precisão no seu mapeamento e modelagem, a ferramenta busca destrinchar os serviços

ecossistêmicos em cada um de seus benefícios individuais e modelá-los individualmente antes de sua reunião, permitindo avaliar a sua intensidade e demanda pelos agentes socioeconômicos que irão utilizá-los.

Desde o início dos trabalhos relacionados com os serviços ecossistêmicos, aqueles que não focavam na sua conceituação buscavam valorá-los afim de argumentar a favor da sua importância e da grande quantidade de benefícios adquiridos através destes sem necessidade de qualquer investimento. No entanto, a estratégia utilizada geralmente seguia o mesmo caminho, da valoração econômica de SEs e ignorando as perspectivas sociais frente a estes, o que, discutivelmente é ainda mais importante dado que a força motriz por trás das alterações no uso do solo são os anseios da sociedade. Buscando solucionar essa demanda, há o surgimento do SolVES, uma ferramenta de mapeamento do fluxo de serviços ecossistêmicos sob a perspectiva da valoração socioeconômica e dos valores atribuídos pelos *stakeholders* relacionados ao ecossistema em questão (SHERROUSE et al., 2011).

O MIMES é considerado um “meta-modelo”, pois abriga em sua estruturação uma síntese de diversos modelos dinâmicos da Terra, seja em âmbito ecológico, econômico ou social. Esses modelos integrados servem para mensuram e mapear os efeitos de quaisquer alterações no estado das esferas presentes nos serviços ecossistêmicos oferecidos por elas (FUNBIO, 2014). Seu funcionamento requer a utilização de outro *software* complementar, o SIMILE que possui ferramentas de modelagem e SIG, permitindo assim a obtenção de resultados integrando aspectos de cunho econômico-ecológico em diferentes escalas, desde a local até o nível global.

O EcoMETRIX, ferramenta patenteada e desenvolvida por uma empresa privada do setor de consultoria em engenharia, planejamento e ciências ambientais, é um sistema de *software* utilizado para permitir a realização de análises ambientais, especificamente sobre serviços ecossistêmicos, com escala local. É um programa cuja utilização é pouco conhecida dada a limitação de divulgação externa à Parametrix (empresa desenvolvedora da ferramenta), porém que permite a análise de variações na oferta de SEs e a aplicação em contextos como: planejamento de uso do solo, seleção geográfica do projeto de investimento, análises alternativas, cumprimento legal, gestão de risco corporativo, análise de investimentos em mitigação e restauração, desenvolvimento industrial, desempenho de monitoramento ao longo e depois da construção, entre outros (FUNBIO, 2014).

Para o propósito de modelagem, mensuração e avaliação de serviços ecossistêmicos num panorama local a regional, no entanto, essas ferramentas se tornam demasiadamente complexas, requerendo muitos dados ou apresentando dificuldades operacionais a depender do nível instrucional de quem for utilizá-las. Buscando apresentar resultados igualmente significativos em análise ambiental, porém eliminando os empecilhos citados, o Natural Capital Project desenvolveu a sua própria ferramenta de modelagem de fluxos de serviços ecossistêmicos, o InVEST.

3.2.1. InVEST (Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs)

O InVEST é uma ferramenta de modelagem, quantificação e mapeamento do fluxo de serviços ecossistêmicos consistindo de um agregado de modelos mais simples, com o intuito de auxiliar tomadores de decisão na criação de políticas ambientais, levantamento de debates acerca dos recursos naturais em uma determinada área ou demais formas de gestão ambiental. Por ser uma amálgama de modelos, suas utilizações são diversas, permitindo a modelagem de serviços ecossistêmicos em uma ampla escala, fornecendo informações no âmbito terrestre, costeiro e marítimo (GARCIA & ROMEIRO, 2013). Esses modelos são agrupados dentro da ferramenta em quatro classes diferentes, sendo essas:

1) Serviços de suporte;
2) Serviços finais;
3) Ferramentas auxiliadoras na análise de serviços ecossistêmicos;
4) Ferramentas de suporte.

Os serviços de suporte fornecem uma base para outros serviços ecossistêmicos, sem fornecer, no entanto, benefícios diretos para as comunidades humanas, ao contrário dos serviços finais, que os provêm. As ferramentas de suporte são os modelos utilizados pelo InVEST para propiciar a modelagem dos serviços ecossistêmicos, como por exemplo os modelos de processamento hidrológico em MDE, a criação de bacias hidrográficas, entre outros (SHARP et al., 2020).

Tendo em vista que sua utilização proporciona a avaliação dos impactos na obtenção dos benefícios pelas comunidades humanas causados por alterações nos ecossistemas, o InVEST utiliza uma abordagem de “funções de produção”. Uma função de produção especifica qual benefício provêm dos serviços ecossistêmicos em determinadas condições e processos. Tendo isso bem estruturado é possível, então, observar quais alterações ocorrem caso um dos lados da equação sofra interferências (*e.g.* qual a diferença na qualidade hídrica de um determinado curso d’água proveniente da supressão da vegetação ciliar).

Para realizar a vinculação entre o elemento ecossistêmico e o elemento humano na modelagem dos serviços o InVEST construiu um framework com três pontos principais, conforme observado na Figura 1.

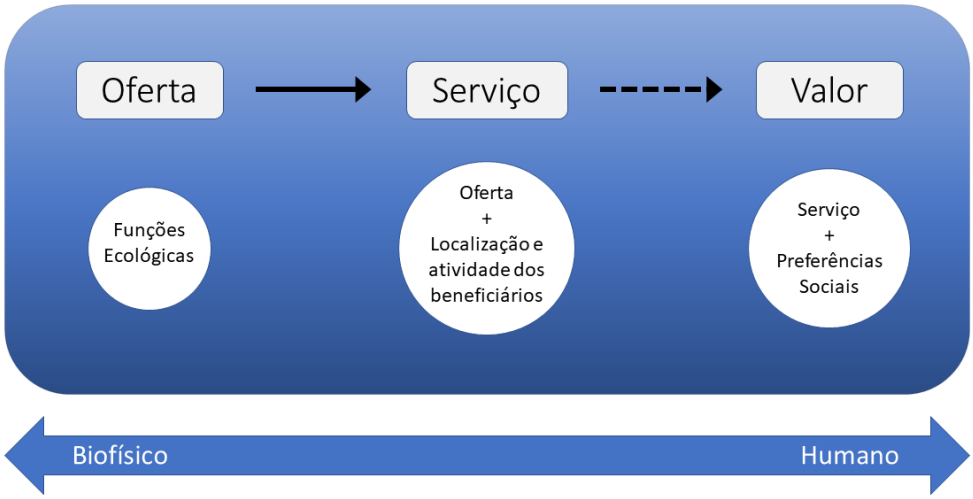

Figura 1. A cadeia de oferta de serviços ecossistêmicos. Fonte (Natural Capital Project 2019).

A Oferta representa as funções do ecossistema passíveis de utilização em um determinado local e momento. O Serviço é o próximo nível, agregando o que é disponível do ecossistema e incorporando informações sobre os beneficiários daqueles serviços, como o local onde as pessoas vivem, importante sítios culturais, quais atividades econômicas são realizadas por eles, entre outros. Por fim, o Valor inclui as preferências sociais e permite o cálculo de métricas socioeconômicas (SHARP et al., 2020).

A ferramenta também é caracterizada como sendo espacialmente explícita. Isso é relacionado com a forma como os dados se comportam no programa, requerendo uma grande quantidade de dados georreferenciados para sua alimentação (MDEs, mapas de uso do solo, etc) e fornecendo resultados majoritariamente expressos em mapas. Esses também podem ser expressos numericamente, com métricas biofísicas relacionadas à unidade do serviço ecossistêmico avaliado ou monetariamente, relacionando o SE ao seu benefício em capital financeiro (GARCIA & ROMEIRO, 2013). Cabe ressaltar que os modelos permitem o trabalho com escalas espaciais diversas, proporcionando análises a nível local, regional ou global.

O InVEST pode ser empregado na avaliação da alteração de um serviço ecossistêmico ou, devido à junção de vários modelos em sua estrutura, diversos SEs ao mesmo tempo. Isso é interessante quando a situação que impulsiona o estudo é de alta complexidade e serviços ecossistêmicos interajam entre si e com as alterações no uso do solo, sendo interessante aferir os *tradeoffs* para cenários futuros e, assim, traçar a melhor estratégia de conservação. Esse foi, por exemplo, o caso do estudo realizado na Bacia Hidrográfica de Willamette, Oregon – EUA (NELSON et al., 2009). Nesse caso a avaliação foi realizada em cima de 3 cenários futuros diferentes e buscou avaliar como a mudança no uso do solo em cada um deles iria afetar serviços ecossistêmicos variados como sequestro de carbono, conservação da biodiversidade, serviços hidrológicos, conservação do solo, entre outros. Também foram aferidas as sinergias existentes entre os SEs.

Os três cenários de uso do solo se diferenciavam pelo grau de proteção dos recursos naturais e expansão de atividades que alteram drasticamente a estrutura da paisagem, no entanto os autores buscaram estimar cenários futuros dentro da racionalidade. Sendo assim, tanto o cenário de maior preservação quanto aquele onde estima-se que as políticas ambientais se tornassem mais permissivas e, portanto houvessem alterações mais drásticas no solo, não possuem estimativas esdrúxulas ou fora da realidade.

Para os serviços ecossistêmicos estimados o cenário de Conservação foi o que possuiu maior avanço dentre os três analisados, seguido do cenário Planejado e por último o cenário de Desenvolvimento (o qual onde políticas ambientais menos restritivas permitiriam o avanço de atividades econômicas em áreas preservadas). Sendo assim, o cenário de Conservação obteve maior sequestro de carbono, melhor qualidade da água e conservação do solo mais efetiva. Na estimativa da biodiversidade não houve aumento de espécies encontradas, porém o decréscimo foi maior no cenário de Desenvolvimento, de maneira contrária ao de Conservação. Um dos pontos abordados foi o retorno financeiro no mercado de *commodities*, sendo esse a única medição onde o cenário de Conservação não se mostrou superior ao Planejado ou ao do Desenvolvimento, que nesse caso foi o proeminente. No entanto, ao inserir o mercado de créditos de carbono na estimativa os autores averiguaram que mesmo com o aumento da produção agrícola e infraestrutura urbana nos cenários de menor

preservação, os ganhos econômicos para o cenário da Conservação foram superiores, contrabalanceando as perdas financeiras ao optar pela preservação dos ecossistemas.

O InVEST foi utilizado também para fazer o aferimento de serviços ecossistêmicos na Bacia Hidrográfica Baiyangdian, na China. Essa bacia é marcada pelo conflito no uso de terra e demanda hídrica, com alta densidade populacional (cerca de 450 pessoas por km²) e intensa atividade agrícola, compreendendo cerca de 37% da sua área total. Adicionalmente, a precarização no planejamento do uso do solo e na implementação de práticas conservacionistas e de infraestrutura urbana resulta na contaminação por lixo industrial, esgoto doméstico, defensivos agrícolas e fertilizantes (BAI et al., 2012).

Para melhor discernir entre os impactos da alteração do uso do solo na oferta de serviços ecossistêmicos, foram construídos cinco cenários hipotéticos, sendo estes:

1. Nenhuma conversão para uso agrícola: cenário hipotético onde a rápida urbanização e crescimento populacional impossibilitou a conversão de terras para agricultura entre 1980 e 2007;
2. Nenhuma expansão urbana: todo o parcelamento urbano na área da bacia hidrográfica foi convertido para o seu uso da terra referente ao ano de 1980;
3. Expansão agrícola: através de análises de aptidão agrícola todas as terras mais produtivas na bacia Baiyangdian que não eram utilizadas para agricultura até 2007, com exceção a áreas urbanas e cursos d´água, foram convertidas para essa classe de uso do solo;
4. Expansão da silvicultura: através de análises de aptidão do solo na bacia Baiyangdian, toda parcela de terra com potencial florestal que não possuía até 2007 implantação de empreendimentos de silvicultura seriam convertidos para esse tipo de atividade, exceto áreas urbanas, cursos d'água e áreas com potencial agrícola, as quais permaneceram com sua classificação de uso do solo atual;
5. Recuperação de vegetação ripária: esse cenário considera que todas as áreas dentro de um buffer de 50 metros a partir dos cursos d'água da bacia Baiyangdian seriam recuperadas com vegetação florestal, considerando aspectos técnicos como a realidade local (*e.g.* ausência de edificações) e os custos de conversão. As únicas exceções a essa regra seriam áreas urbanas e cursos d'água até 1980.

Os serviços ecossistêmicos selecionados para a análise foram produção hidrelétrica, qualidade da água e produção agrícola, modelados individualmente para cada cenário adotado. Visto que o estudo tinha como foco trazer embasamento teórico para a resolução de um problema real encontrado na bacia hidrográfica Baiyangdian, a análise dos *tradeoffs* foi essencial ao avaliar os resultados. A modelagem indicou que os cenários 1 e 2 não apresentaram variação drástica na produção agrícola em comparação ao cenário atual da bacia, no entanto a retenção de poluentes (N e P, nesse estudo) foi baixa, o que impactou a qualidade da água no exutório. A maior produção agrícola foi obtida, claramente, no cenário 3 onde a expansão dessa atividade seria a maior. Em contrapartida, os mesmos problemas de contaminação dos recursos hídricos encontrados no cenário 1 e 2 foram observados nesse, inviabilizando-o. A produção hidrelétrica encontrou seus maiores valores no cenário 4, porém a produtividade agrícola considerada base da subsistência das comunidades habitantes da região da bacia sofreu consideravelmente ao ponto de se tornar insignificante tendo em vista a demanda por esse serviço. Finalmente, o cenário 5 foi o que obteve os melhores resultados tendo em vista todos os serviços ecossistêmicos analisados. Apesar de ser observada redução na produção agrícola, essa foi insignificante comparada à

apresentada no cenário atual. Por outro lado, tanto a produção hidrelétrica quanto a retenção de poluentes apresentaram estimativas positivas, superando os valores reais. Dessa forma, o cenário 5 de recuperação da mata ciliar nos cursos d'água localizados na bacia hidrográfica Baiyangdian é o mais recomendado (BAI et al., 2012).

3.2.2. Modelos Hidrossedimentológicos

No contexto de modelos voltados para a estimativa dos processos hidrossedimentológicos que ocorrem dentro de uma bacia hidrográfica, há uma grande variedade e igualmente vasta quantidade de aplicações em distintas áreas de estudo. O consenso é que a maior parte destes utiliza em algum instante a estrutura da Equação Universal de Perda de Solo (USLE), seja teoricamente ou matematicamente. Essa equação busca avaliar a erosão e consequente perda de solo em áreas de estudo incorporando fatores relacionados com a susceptibilidade de erosão do mesmo, sendo estes: Erosividade da chuva (fator R), erodibilidade do solo (fator K), comprimento da rampa (fator L), declividade da vertente (fator S), cobertura e manejo do solo (fator C) e práticas conservacionistas (fator P) (MINELLA et al., 2010).

A USLE já foi utilizada diversas vezes no território brasileiro para aferição de mudanças no cenário de conservação e os impactos provenientes das alterações de uso do solo, como no seu emprego para avaliar a perda de solo entre 1987 e 2007 na Bacia do Rio Urucuia, em Minas Gerais (MATA et al., 2007). Essa bacia de aproximadamente 25.000 km² é tributária da bacia do Rio São Francisco, contribuindo com 10% da sua vazão e 18% com a sua carga de sedimentos. Em cenário SIG foi obtido o Fator Topográfico (LS), função da declividade da vertente e o comprimento de rampa e por Sensoriamento Remoto foi obtido o Fator Antrópico (CP), determinado pelo fator de cobertura e manejo do solo (C), bem como as práticas conservacionistas (P). Como resultado, observou-se que apesar da baixa erodibilidade do solo da área de estudo, fatores antrópicos predominantemente ligados a expansão de atividades agrícolas elevaram a porcentagem das classes de erosão do solo Média, Média a Forte, Forte e Muito Forte, apesar da permanência das maiores áreas estarem enquadradas como Nula a Moderada. Os autores explicitam, no entanto, que apesar da forte conversão de áreas naturais observadas no período estudado o restante das áreas não possui aptidão agrícola, dadas as características de relevo e solos parcialmente inundáveis.

Utilizando da base criada pelo USLE, o Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA) iniciou um projeto de pesquisa e desenvolvimento de uma nova tecnologia capaz de predizer os processos erosivos e de carreamento de sedimentos em bacias hidrográficas ou quaisquer áreas de estudo analisadas. Com o esforço conjunto do Serviço de Pesquisa em Agricultura (ARS), Serviço de Conservação do Solo (SCS), o Serviço Florestal do USDA e a Agência de Manejo do Solo (BLM) foi desenvolvido o Programa de Predição de Erosão Hídrica (WEPP). Essa ferramenta realiza a modelagem em instantes diários, ou seja, a cada dia ele agrupa as características do solo e da vegetação que são relevantes para eventos erosivos. Quando há precipitação o modelo irá verificar se há possibilidade de ocorrer escoamento superficial e, caso esse ocorra, irá calcular a quantidade de sedimento desprendido, carreado e depositado ao longo de um perfil ou de outra área de estudo tal como uma bacia hidrográfica (LAFLEN et al., 1991). Dessa forma os resultados são mais precisos comparados aos obtidos pela aplicação da USLE, além de poderem ser utilizados em cenários mais diversos com relativa precisão, além de informar não somente a taxa de erosão, mas também a sedimentação e deposição do material erodido.

Com intuito de verificar a eficácia do WEPP frente a outros modelos mais simples como USLE e RUSLE (versão revisada da Equação Universal de Perda do Solo), Amorim et al. (2010) realizaram um estudo equiparando as estimativas de cada um desses modelos com valores reais de perda de solo em parcelas amostrais advindas de nove localidades no Brasil. A eficiência da estimativa dos modelos foi avaliada estatisticamente a partir do coeficiente de correlação, raiz do quadrado médio do erro, índice de concordância de Willmott, índice de confiança, coeficiente de Nash-Sutcliffe e coeficiente de eficiência dos modelos. A comparação apontou que o WEPP foi o mais preciso entre os modelos avaliados, possuindo valores estimados mais próximos dos reais em 45,5% das condições simuladas, seguido por RUSLE (42,4%) e em última a USLE (12,1%). Além disso, WEPP foi o modelo com a menor variação em relação à magnitude do desvio entre a estimativa e o valor observado. Em relação à análise estatística, USLE e RUSLE foram inferiores às estimativas de WEPP, de maneira geral, indo de encontro ao que os autores observaram na literatura americana onde a Equação Universal de Perda de Solo (tradicional e revisada) foram superiores ao Programa de Predição de Erosão Hídrica. Essa observação pode corroborar a afirmação que modelos empíricos produzem resultados mais precisos quando utilizados nos locais onde foram desenvolvidos do que modelos mais complexos, sendo que estes possuem melhor aproveitamento quando a base de dados locais for inferior (AMORIM et al., 2010).

Também com objetivo de testar o modelo WEPP, Machado et al. (2003) estudaram a sua eficácia na modelagem dos processos hidrossedimentológicos utilizando estradas florestais localizadas em Agudos, São Paulo para obter os resultados *in situ* e comparando-os com as estimativas do modelo. Os dados de entrada foram obtidos pelo período de um ano e adaptados ao modelo de predição de erosão com o propósito de validá-lo e confeccionar um modelo específico para as condições edafoclimáticas brasileiras. A comparação entre os valores resultou, no entanto, em variações significativamente elevadas, apontando volumes de enxurrada 120% maiores do que os observados em campo, no mínimo. Os resultados para a estimativa de peso do solo também foram discrepantes, atingindo valores 1125% maiores do que a realidade, assim como os dados de perda de solo, com diferença média 166% superior. O estudo concluiu, portanto, que há necessidade de calibração adicional dos dados para que a confecção do modelo atinja os resultados esperados.

Outro modelo muito utilizado para a estimativa de perda de solo por meio da ação da chuva é o SWAT (Soil and Water Assessment Tool), desenvolvido pelo Serviço de Pesquisa Agronômica americano a partir de dados e modelos individuais num período de 30 anos. Diferente, no entanto, dos outros modelos mencionados que predizem a perda de solo e erosão (USLE) ou ambos e o transporte e deposição de sedimentos (WEPP), o SWAT consegue estimar também o carreamento de nutrientes essenciais para a produtividade agrícola como nitrogênio e fósforo, além de estimar evapotranspiração, crescimento de culturas, ciclagem de nutrientes, carreamento de pesticidas e degradação por bactérias (DOUGLAS-MANKIN et al*.,* 2010). O modelo utiliza dados climáticos, topográficos, edáficos e de uso e manejo do solo em simulações computadorizadas de bacias, posteriormente divididas em sub-bacias e destrinchadas ainda mais em Unidades de Resposta Hidrológica (HRUs), que seriam cada uma das unidades dentro da sub-bacia detentoras de características similares de paisagem. Dotado desses dados, o modelo irá estimar os processos requeridos pelo operador e render resultados diários.

No Brasil a utilização do SWAT como ferramenta de modelagem tem apresentado crescimento constante, com pouca difusão por volta do início dos anos 2000 e um

aumento gradual de publicações relacionadas ao seu uso começando em 2009. Isso é aparentemente resultado da realização de *workshops* conduzidos em território brasileiro, além da possibilidade de estabelecimento de parcerias institucionais e aumento do conhecimento geral sobre a ferramenta (BREASSIANI et al*.,* 2015).

Uma das suas utilizações foi no aferimento do transporte de sedimentos na Bacia Hidrográfica do Ribeirão Lavrinha, localizado na região da Serra da Mantiqueira – MG (PINTO et al., 2013), tendo grande importância socioeconômica pelo fornecimento de energia através de hidroelétricas. Utilizando dados hidrológicos, climáticos e edáficos advindos de monitoramentos realizados em anos anteriores, os autores puderem alimentar o modelo e, construindo um Modelo Digital de Elevação (MDE) simular a vazão hídrica e a concentração de sedimentos suspensos. A calibração e validação do modelo foram realizadas com dados referentes a um período de quatro anos, sendo utilizada a calibração manual devido aos resultados indesejados obtidos pela calibração automática, sendo posteriormente utilizado o índice de Eficiência Nash-Sutcliffe (NSE) para averiguar a precisão da estimativa frente os dados observados. Segundo a análise estatística a aplicação do SWAT para a Bacia Hidrográfica do Ribeirão Lavrinha foi adequada, visto que os valores obtidos da simulação de vazão e transporte de sedimentos foram satisfatórios, bem como na simulação dos máximos e mínimos desses fenômenos. Os autores indicam que o SWAT pode ser utilizado como modelo para manejo de recursos hídricos em toda a região da Serra da Mantiqueira ou Serra do Mar.

Um estudo similar foi realizado na Bacia Hidrográfica do Rio Itapemirim, em Espírito Santo. Nesse caso o estudo buscava avaliar a capacidade do modelo estimar a vazão dos cursos d'água na bacia, dada a elevada demanda hídrica da região para atividades agrícolas, pecuárias, além da extração de minérios e o abastecimento urbano (FUKUNAGA et al., 2014). Os dados meteorológicos e hidrológicos foram obtidos a partir de estações de monitoramento do INMET (Instituto Nacional de Meteorologia) e ANA (Agência Nacional de Águas), enquanto o MDE foi construído a partir de imagens de satélite e mapas topográficos. Quanto aos dados de uso e manejo do solo os autores utilizaram a base de dados do modelo, porém alterando alguns parâmetros contidos nesses para melhor aproximação das condições tropicais. Para a calibração e validação do modelo os autores dividiram os dados obtidos do período condizente aos anos 1991 a 2000, sendo metade dos dados utilizados para calibração e a outra metade para validação. A avaliação da eficácia do modelo utilizou análise gráfica e índices estatísticos, comparando os valores estimados e observados coletados durante as primeiras etapas do processo. Os resultados obtidos indicaram que o modelo SWAT conseguiu predizer satisfatoriamente a vazão dos cursos d'água na bacia, especialmente para a vazão mínima e média, sendo recomendada a sua utilização para cenários similares, especialmente quando houver baixa disponibilidade de dados meteorológicos (FUKUNAGA et al., 2014).

3.3. Proteção contra erosão e retenção de sedimentos

Dentre os serviços ecossistêmicos relacionados aos recursos hídricos destacam-se como primordiais a proteção do solo contra a erosão e a retenção de sedimentos que seriam carreados até os cursos d'água. Problemas como assoreamento de canais, perda e redução da fertilidade de solos, bem como eutrofização de cursos d'água são constantes na literatura e no meio acadêmico (DE MORAIS, 1972; BERTOL & ALMEIDA, 2000). Esses são, no entanto, resultado da não-implementação de práticas conservacionistas que protejam o solo desses eventos, bem como da remoção da

vegetação em locais prioritários de preservação, tais como APPs, que prestariam serviços ecossistêmicos essenciais para a mitigação desses problemas. Dito isso, o assoreamento de cursos d'água e a perda de solo produtivo são somente as últimas etapas de processos físicos que ocorrem constantemente de maneira natural ou, como é observado na maior parte dos casos, exponenciados pela atividade antrópica.

A erosão hídrica é o processo físico de desagregação das partículas do solo à partir do impacto das gotas da chuva, seguido pelo seu transporte pelo escoamento superficial e eventual deposição nos trechos onde a carga de sedimentos é maior do que a força motriz da corrente de água (ELLISON & ELLISON, 1947 *apud* CASSOL & DE LIMA, 2003). Essa é dividida em estágios referentes ao nível de alteração da paisagem causado pela erosão (HILLEL, 1998), sendo estes:

a) Erosão laminar: é definida como a remoção mais ou menos uniforme das camadas finas mais superficiais do solo, sendo escoadas de maneira relativamente uniforme;
b) Erosão em sulcos: resultado da frequente passagem de água em um mesmo percurso devido às irregularidades do terreno, formando canais gradativamente maiores e mais escavados;
c) Voçorocas: o estágio seguinte da erosão hídrica, onde a água escoada da chuva concentrou-se por tanto tempo em um mesmo canal que esse foi escavado mais profundamente, formando canais profundos e largos.

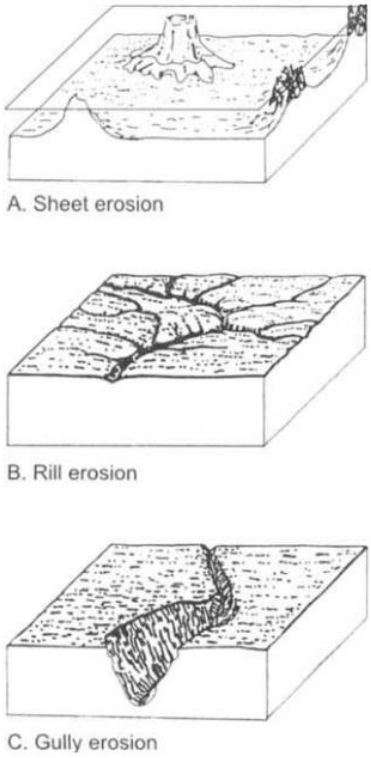

Figura 2. Tipo de erosão hídrica. A - Erosão laminar; B - Erosão em sulcos; C - Voçoroca. Fonte: Hillel (1998).

A erosão hídrica é um problema real para bacias hidrográficas de interesse humano, seja pela perda de solo agrícola ou por problemas voltados aos recursos hídricos. No norte da África a grande carga de sedimentos produzidas na área das bacias afeta diretamente o abastecimento e fornecimento de energia elétrica da população, cujas barragens apresentam quantidades elevadas de material depositado e em suspensão

causando problemas como eutrofização e perda da qualidade da água para consumo (LAHLOU, 1996).

A erosão hídrica também afeta drasticamente as características do solo erodido, removendo componentes essenciais para sua sanidade tal como o carbono orgânico, o qual carreado pelo escoamento superficial será depositado em pontos de menor energia potencial como no leito de cursos d'água. Buscando realizar o aferimento desse fenômeno resultante da erosão hídrica desenfreada, Yadav e Malanson (2009) separaram a área da bacia hidrográfica *Big Creek* em Illinois em classes de uso do solo atuais, bem como simulações (total área florestal, pastagem completa, plantio de soja e milho com revolvimento, entre outros) e utilizaram a ferramenta GeoWEPP para estimar a erosão e sedimentação, além da CENTURY para simular os estoques de carbono orgânico do solo. Os resultados encontrados sugerem que classes de uso do solo com menos cobertura vegetal associada à não implementação de práticas conservacionistas geram maiores contingentes de massa erodida, carreada e depositada à jusante. Além da perda de solo e carbono orgânico, há os impactos claros de assoreamento e possível eutrofização de corpos d'água no caso de bacias com extensa ocupação agrícola.

Assim como outros processos hidrológicos a cobertura e uso do solo também influenciam na erosão hídrica, ditando diretamente a sua intensidade. Com intuito de averiguar detalhadamente esse processo, Cassol e Lima (2003) realizaram experimentos em condições controladas simulando o efeito da precipitação em diferentes classes de uso do solo associadas a técnicas de manejo mais ou menos conservacionistas. Visto que o intuito do estudo era tirar conclusões especificamente acerca da erosão hídrica em entressulcos (regiões de solo entre os canais do terreno formados pelo escoamento superficial), foram utilizadas as convenções constantes no modelo WEPP visto que este possui dois componentes de análise em suas aplicações: a erosão em entressulcos e a erosão em sulcos. Ao final das análises, os autores determinaram o fator de erodibilidade como *input* no modelo caso seja de interesse futuro a estimativa de erosão sob as condições avaliadas, sendo esses três sistemas de manejo (preparo convencional com solo descoberto, preparo convencional com palha incorporada e sem preparo no solo) para Argissolos Vermelhos distróficos.

Os resultados dos experimentos em campo, com chuvas simuladas em parcelas referentes a cada um dos sistemas de manejo indicam que as menores perdas de solo ocorrem no solo sem preparo, ou seja, onde não há revolvimento ou ruptura da estrutura física natural dos solos com maquinário agrícola ou quaisquer intervenções humanas, sendo esse o sistema mais próximo ao natural. Por outro lado, a maior produção de sedimentos em entressulcos foi observada no sistema de preparo convencional sem cobertura do solo, o que já era esperado visto que há contato direto das gotas da chuva em velocidade terminal com o solo desprotegido, intensificando a desagregação das suas partículas e posterior carreamento. Para o sistema de preparo com palha incorporada as perdas foram significativamente inferiores às do solo descoberto e puderam ser comparadas às do sistema sem preparo, apesar de ainda serem superiores.

Trabalhos buscando adentrar em esferas mais práticas da erosão hídrica voltam-se à produção de sedimentos em bacias hidrográficas. Isso se deve aos impactos diretos proporcionados pelo carreamento de sedimentos para cursos d'água, danificando ecossistemas, reduzindo a vazão, diminuindo a qualidade da água para consumo e tendo efeitos deletérios ao atingir reservatórios (LAHLOU, 1996; RAMOS-SCHARRÓN & MCDONALD, 2007).

A medição e predição da produção de sedimentos por fontes naturais e antrópicas foi o objetivo do trabalho realizado na ilha Saint John, no Caribe. Tendo em mente que a erosão hídrica e o posterior carreamento do material desagregado não são restritamente resultados da alteração antrópica da paisagem, foram averiguadas as principais fontes de sedimentos carreados com sentido a corpos d'água e os valores e funções preditivas dos fenômenos responsáveis por esse efeito foram incorporados em um modelo georreferenciado, posteriormente chamado STJ-EROS, possibilitando a estimativa da quantidade de sedimento produzida em uma determinada bacia (RAMOS-SCHARRÓN & MCDONALD, 2007).

As mensurações sedimentológicas das fontes naturais e antrópicas foram realizadas em um período de três anos, concluindo-se que as fontes de maior rendimento de sedimentos são as estradas que cortam o relevo da ilha com produção variando entre 5,7 a 580 Mg/hectare/ano em estradas com declividade de 2% e 21%, respectivamente. Enquanto isso, entre as fontes naturais os leitos de rios apresentaram as maiores produções de sedimentos, com 100 Mg/hectare/ano para os casos mais drásticos. Os dados gerados também demonstraram que a geração de sedimentos em encostas não perturbadas só ocorre em eventos de chuva com no mínimo 2 cm.

A produção de sedimentos também foi foco de estudo para Farias (2008), que buscou averiguar quantitativamente quantas toneladas de material são produzidas em bacias hidrográficas sob diferentes condições de uso e manejo do solo no Ceará. O padrão encontrado na literatura onde maiores taxas de erosão são causadas como resultado de impactos antrópicos reverberou nos casos analisados sendo que a bacia Santo Antônio, caracterizada pela maior proporção de desmatamento e uso alternativo do solo, apresentou a maior produção de sedimentos avaliada em 686 ton/km²/ano. Vale salientar que além da maior área voltada para produção agrícola não há implementação de práticas de conservação do solo, associadas ainda a maiores declividades comparativamente às outras bacias estudadas. A menor produção de sedimentos, por outro lado, é proveniente da bacia Aiauaba avaliada com 1 ton/km²/ano, inserida dentro de uma unidade de conservação de proteção integral e possuindo, assim, maior grau de proteção do solo contra a erosão hídrica e maiores taxas de infiltração da água precipitada, dificultando o carreamento das partículas desagregadas do solo.

Dessa maneira, conclui-se que o uso e cobertura do solo são fatores deliberativos da produção de sedimentos em uma bacia hidrográfica e, caso seja de interesse a conversão de áreas naturais para o uso alternativo agrícola, práticas conservacionistas possibilitam a redução na erosão hídrica e seus impactos consequentes. Contudo, a preservação de áreas naturais é essencial caso o interesse seja a proteção máxima do solo e dos recursos hídricos em uma bacia hidrográfica, sendo então necessária a implementação de políticas ambientais que assegurem que essa conservação ocorra de maneira integral.

3.4. Unidades de Conservação

Como previamente explicitado, o fornecimento de serviços ecossistêmicos tem relação direta com o nível de preservação dos ecossistemas que os provêm. Dessa forma, caso seja de interesse da população ou dos seus representantes a manutenção desses benefícios se faz necessária a instauração de práticas que auxiliem na preservação da natureza. Tendo em mente a proteção dos ecossistemas naturais do território nacional, bem como os recursos naturais presentes nos mesmos, foi sancionada a Lei 9.985 de 18 de julho de 2000, notória por ter instituído o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza – SNUC, sendo a primeira alteração significativa na política ambiental desde a década de 40 (SOUZA et al., 2019).

Apesar da lei de SNUC ser somente a aplicação de ideias que remontavam de 1982, com o Plano do Sistema de Unidades de Conservação do Brasil (MEDEIROS, 2006), ela serviu para padronizar as áreas de preservação da natureza já instauradas em território nacional bem como trazer os fundamentos para o estabelecimento de novas Unidades de Conservação. O avanço proporcionado por isso foi considerado extremamente expressivo, dado que o Brasil passou de um dos últimos países num contexto internacional a adotar medidas legais capazes de formalizar o processo de criação de áreas de proteção para um dos países com uma das legislações mais completas e contando, em certos casos, com categorias próprias para o cenário brasileiro (*e.g.*, Reservas Extrativistas e Reservas Particulares do Patrimônio Natural).

Apesar de existirem outras formas instituídas de áreas de proteção na legislação brasileira como as Terras Indígenas e Áreas de Reconhecimento Internacional o SNUC centraliza grande parte das áreas protegidas já existentes antes da sua criação sob a nomenclatura de Unidades de Conservação. Dessa forma, o sistema formaliza duas tipologias de UCs, as de Uso Sustentável e as de Proteção Integral, as quais são distribuídas em 12 categorias vinculadas às suas características individuais (Tabela 2). As unidades de conservação de uso sustentável tem como objetivo básico compatibilizar a conservação da natureza com o uso sustentável de parcela dos seus recursos naturais, ou seja, são áreas com delimitação espacial que agregam recursos de interesse social, econômico e ecológico, porém esses podem ser manejados e em certos casos até mesmo extraídos, desde que de maneira racional e seguindo o plano de manejo da UC. Por outro lado, as de proteção integral tem como objetivo a preservação da natureza no seu estado mais puro, sendo admitido apenas o uso indireto dos seus recursos naturais como a contemplação, realização de pesquisas (quando autorizado), atividades programadas de educação ambiental e os serviços ecossistêmicos proporcionados por elas (Lei 9.985, 2000).

Tabela 2. Grupos e categorias de Unidades de Conservação segundo SNUC (Lei 9.985/2000).

UNIDADES DE CONSERVAÇÃO	
Uso Sustentável	**Proteção Integral**
Área de Proteção Ambiental	Parque Nacional
Área de Relevante Interesse Ecológico	Estação Ecológica
Reserva Particular do Patrimônio Ecológico	Reserva Biológica
Reserva de Fauna	Monumento Natural
Reserva Extrativista	Refúgio de Vida Silvestre
Reserva de Desenvolvimento Sustentável	
Florestal Nacional	

A relação das unidades de conservação com os serviços ecossistêmicos é clara e foi abordada em várias ocasiões, em instâncias acadêmicas e de debates políticos acerca da gestão ambiental. A efetividade da instalação de unidades de conservação para preservação conjunta da biodiversidade e de serviços ecossistêmicos foi explorada na Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca, na Colômbia (MARQUEZ et al*.,* 2016).

Para tal, foram selecionados indicadores para os SEs oferecidos pela área e para a biodiversidade presente na mesma, os quais foram avaliados utilizando uma análise multicritério. Essa consiste na atribuição de pesos para cada um dos indicadores realizando simulações virtuais espelhando a visão que os diversos *stakeholders* têm dos serviços e da biodiversidade provenientes da área de estudo. Durante essas simulações foram extraídos mapas de Áreas de Conservação e Proteção simuladas (ACPs), onde os indicadores de maior interesse para os *stakeholders* naquele cenário seriam melhor protegidas, as quais foram correlacionadas com Áreas de Conservação e Proteção reais (ACPr), ou seja, as que realmente estão instaladas na área de estudo. Através dessa comparação foram então gerados mapas de consenso e incerteza, os quais permitiam avaliar a representatividade das ACPr em proteger simultaneamente a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos da área de estudo.

Os resultados obtidos indicaram que para o cenário mais positivo nas simulações realizadas a representatividade das ACPr na preservação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos era de 56%, enquanto o pior cenário analisado indicava que a proteção oferecida era de somente 3%. Os autores indicam que a variância nos valores obtidos, bem como a baixa efetividade média encontrada está relacionada com as opiniões divergentes dos *stakeholders* que têm mão na tomada de decisão a respeito da extensão e localização de novas áreas de proteção. Por conta disso foi averiguada uma forte tendência na instituição de ACPr na parte leste da área de estudo, visto que nela são presentes fragmentos naturais de *parámo*, um ecossistema de essencial proteção dada a sua importância no regime hídrico da região, bem como no abrigo de espécies endêmicas.

O impacto da conservação de ecossistemas a partir de áreas protegidas nos serviços que eles oferecem também foi observado na Espanha, onde Palomo *et al.* (2014) buscaram avaliar, com metodologia própria, a alteração no uso do solo ao redor do Parque Nacional de *Doñana* e do Parque Natural homônimo e, posteriormente, mapear os serviços ecossistêmicos prestados por toda a região em um período de aproximadamente 60 anos. Este trabalho tem relevância para o cenário brasileiro pela semelhança na legislação de áreas protegidas entre os dois países, visto que as restrições aplicadas ao Parque Nacional são superiores às aplicadas no Parque Natural, similar ao observado nas unidades de conservação de proteção integral e uso sustentável.

A metodologia aplicada envolve a participação de membros da comunidade em diferentes setores – funcionários do conselho das áreas protegidas analisadas, membros de instituições ambientais e da Agência do Parque Nacional, além de pesquisadores –, para integrar as visões que estes têm dos serviços ecossistêmicos da região e da sua importância na vida da população. O esforço do grupo foi de realizar o mapeamento de todos os SEs ofertados pela área de estudo, especificando quais estão em ascensão e quais estão em declínio, sendo também identificada as áreas relacionadas com a oferta e a demanda desses serviços. Para o aferimento dos valores sociais dos SEs, foram empregados cinco indicadores de oferta (Provisão, Regulação, Culturais, Riqueza e *Hotspots* de Provisão de Serviços), os quais foram utilizados para

a síntese de índices que permitiam a sumarização do sortimento dos SEs em uma única unidade. O mesmo tratamento foi aplicado para a criação do índice de declínio dos serviços ecossistêmicos permitindo, assim, uma análise geral da oferta de serviços ecossistêmicos, bem como da sinergia e *tradeoffs* entre serviços.

Os resultados obtidos apontam que durante o *timespan* analisado houve intensa conversão de áreas naturais para áreas agrícolas e urbanizadas fora do Parque Nacional de *Doñana*, o que impactou diretamente a oferta dos 24 serviços ecossistêmicos identificados na área. Como o Parque Natural de *Doñana* não possui características de preservação ecológica integral, o avanço agrícola ocorreu de maneira significativa dentro dos seus limites, resultando em mapas de serviços ecossistêmicos indicando a existência de duas áreas principais na região: uma parte voltada para o sortimento de serviços ecossistêmicos de regulação, suporte e culturais localizada especialmente dentro do Parque Nacional e outra parte voltada para a oferta de serviços de provisão alimentícia de cunho agrícola, ao seu redor (PALOMO *et al.,* 2014). Dessa maneira, os autores concluem que há um *tradeoff* expressivo favorecendo o SE de provisão agrícola em detrimento de uma maior riqueza de serviços ecossistêmicos nos locais sem a presença de uma área de proteção destinada especificamente à preservação de ecossistemas naturais.

Um dos principais propósitos da criação de uma unidade de conservação, especialmente de proteção integral, é a proteção de bacias hidrográficas e recursos hídricos. Isso parte do conhecimento de que a manutenção de vegetação natural tem impacto positivo na sustentabilidade do serviço de provisão hídrica em uma bacia, assegurando sua oferta em quantidade e qualidade desejáveis. Esse foi o intuito da criação da Estação Ecológica de Jataí, no estado de São Paulo, sendo localizada numa região estratégica englobando três microbacias hidrográficas (MBHs) dentro dos seus limites. Pereira-Silva et al. (2011) realizaram um aferimento da qualidade da água nessas microbacias, buscando averiguar a efetividade da presença da estação ecológica na proteção dos seus recursos hídricos.

Apesar das três microbacias, identificadas pelos autores como Mb1, Mb2 e Mb3 estarem inseridas na Estação Ecológica de Jataí as suas áreas não estão equivalentemente protegidas pelas suas delimitações, sendo Mb2 a única integralmente inserida na unidade de conservação enquanto Mb1 e Mb3 possuem áreas desprotegidas e já sofrendo alterações antrópicas em parte da sua área. A metodologia empregada na avaliação da qualidade da água consistiu na coleta *in loco* de amostras de material proveniente de pontos à montante e à jusante de cada uma das MBHs analisadas, encaminhando-as ao laboratório onde foram aferidos oito parâmetros químicos e físicos da água: pH, temperatura, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, turbidez, sólido suspenso e matérias orgânica e inorgânica. De posse dos resultados, os autores os interpretaram comparando a outros trabalhos similares e à normativas que informam parâmetros mínimos estabelecidos para o consumo humano da água. Adicionalmente, foram realizadas análises estatísticas para verificar a normalidade e homogeneidade dos dados, sendo depois utilizada a Análise de Componentes Principais (ACP) para classificar as microbacias estudadas em ordem crescente de qualidade.

Os resultados corroboraram o esperado apresentando maior qualidade geral da água para Mb2, seguida de Mb1 e em último Mb3. Nas bacias com menor qualidade foram observados maiores valores de turbidez, condutividade elétrica, sólidos suspensos, matéria orgânica e inorgânica resultantes da presença de atividades antrópicas como usinas de açúcar e álcool, agricultura, silvicultura, fábricas de papel e celulose, pastagens e despejo de esgoto. A descaracterização das APPs em Mb1 e, em maior

expressão em Mb3 são caracterizadas pela remoção da vegetação nas áreas próximas aos cursos d'água, o que aumenta a temperatura da água devido à incidência solar direta e reduz, por sua vez, o oxigênio dissolvido. Pela maior quantidade de vegetação natural preservada em Mb2 essa foi considerada pelos autores e pela revisão bibliográfica realizada por eles com estudos para a mesma área como a que apresenta a melhor qualidade de água. No entanto, é salientado que as nascentes do corpo d'água principal da microbacia, juntamente com as nascentes de Mb1 e Mb3, se encontram desprotegidas pela estação ecológica, pois durante a sua criação elas não foram inseridas na sua delimitação. Esse fato pode impactar futuramente a provisão hídrica em todas as microbacias estudadas, inclusive Mb2, sendo então recomendado pelos autores a expansão da unidade de conservação para preservar tanto as nascentes supracitadas quanto as APP's descaracterizadas de Mb1 e Mb3, buscando melhorar a sua qualidade geral.

Tendo em vista a importância de áreas protegidas dentro e fora do Brasil para a proteção de serviços ecossistêmicos, especificamente relacionados a recursos hídricos, esse estudo tem como propósito a avaliação da efetividade de unidades de conservação como instrumento legal para gestão ambiental e ferramenta para assegurar a sustentabilidade da provisão dos serviços ecossistêmicos de provisão hídrica e de proteção contra erosão e carreamento de sedimentos.

4. Metodologia

4.1. Descritivo da Área de Interesse

4.1.1. Bacia do Ribeirão Pipiripau

A microbacia hidrográfica do Ribeirão Pipiripau é uma das 39 existentes no Distrito Federal, pertencente à bacia hidrográfica do Rio São Bartolomeu (BRASÍLIA, 2015). Localizada na parte nordeste do DF, seus aproximados 23 mil hectares estão inseridos quase em sua totalidade na capital, apesar de sua extensão atingir parte do estado de Goiás, aonde a nascente do seu principal curso d'água se localiza (ANA et al., 2010). A Figura 3 traz a representação espacial da área da bacia.

Figura 3. Mapa da microbacia hidrográfica do ribeirão Pipiripau, demonstrando a hidrografia e as grandes bacias hidrográficas do Distrito Federal. Fonte: Lima & Ramos (2018).

O uso do solo na região da bacia é notavelmente rural, sendo responsável pela produção agrícola que irá abastecer as cidades localizadas no Plano Piloto e entorno. Essa forma de ocupação e parcelamento da terra teve matriz estratégica, partindo de planejamentos realizados nos anos 70 e 80 os quais resultaram na forte atividade agrícola da região, com destaque para a produção de frutas, grãos e carnes (LIMA & RAMOS, 2018).

A bacia também possui grande relevância no abastecimento hídrico, sendo parte do Sistema Integrado Sobradinho/Planaltina cuja captação de água fornece água para cerca de 180.000 habitantes na cidade de Planaltina (ANA et al., 2010). Além da captação com barragem de nível, há também outorga para a captação de água utilizada para irrigação das áreas produtivas localizadas no Núcleo Rural Santos Dumont, através da retirada do recurso hídrico pelo Canal Santos Dumont.

Devido à utilização variada dos recursos hídricos provenientes do ribeirão Pipiripau bem como a demanda progressivamente crescente, problemas relacionados à escassez e conflito pelo uso da água são comuns na região. Para critérios de elucidação, há cerca de 260 usuários de água cadastrados nos bancos de dados da ANA e ADASA, os quais utilizam a água retirada principalmente para irrigação de plantios, mas também para uso próprio, dessedentação animal e aquicultura (ANA et al., 2010).

Para buscar resolver os problemas advindos dos conflitos pelo uso da água, certas estratégias foram postas em movimento. Dentre essas, a elaboração de relatórios frequentes com referência à demanda hídrica (*e.g.* Boletim de Monitoramento da Bacia do Ribeirão Pipiripau), a criação de comissões organizacionais e tomadoras de decisão (*e.g.* Comissão de Acompanhamento do Programa de Regularização de Usos na Bacia do Ribeirão Pipiripau) apresentam sua utilidade como atividades fundamentais sobre as quais são construídas estratégias de maior praticidade. O Programa Produtor de Águas (PPA) é uma das atividades mais tangíveis postas em prática buscando a propagação de boas práticas de conservação do solo e, consequentemente, a redução do déficit hídrico observado na bacia.

O PPA busca revitalizar ambientalmente bacias hidrográficas em estado de degradação e que possuam conflito de uso. Seu conceito é o de fomentar boas práticas de conservação ambiental pelos produtores rurais através de estímulos financeiros. Essas irão gradativamente melhorando o estado de preservação da bacia hidrográfica e aumentando a oferta de serviços ecossistêmicos importantes, tais quais a provisão hídrica em quantidade e qualidade (ANA et al., 2010).

As ações previstas pelo Projeto são diversas e todas voltadas à um manejo sustentável do solo e a sua utilização, tais como:

- Recuperação de Áreas de Preservação Permanente degradadas;
- Recuperação e averbação de áreas de Reserva Legal;
- Proteção a fragmentos florestais preservados;
- Execução de obras de conservação de solo nas áreas produtivas e estradas vicinais;
- Incentivo à utilização de práticas agrícolas menos impactantes e de uso racional da água;
- Pagamento aos produtores rurais participantes pelo serviço ambiental gerado.

4.1.2. Bacia do Ribeirão Santa Maria

Localizada na parte noroeste do Distrito Federal, a microbacia do Ribeirão Santa Maria possui área de aproximadamente 36 mil hectares de vegetação protegida do bioma Cerrado. Esta proteção se dá pela presença do Parque Nacional de Brasília em sua localização, uma Unidade de Conservação da categoria Proteção Integral na qual são proibidas por lei inúmeras práticas antrópicas que poderiam levar a perda ou alteração das características do ecossistema protegido pela UC. A Figura 4 demonstra a bacia do Ribeirão Santa Maria e a sua localização no Distrito Federal.

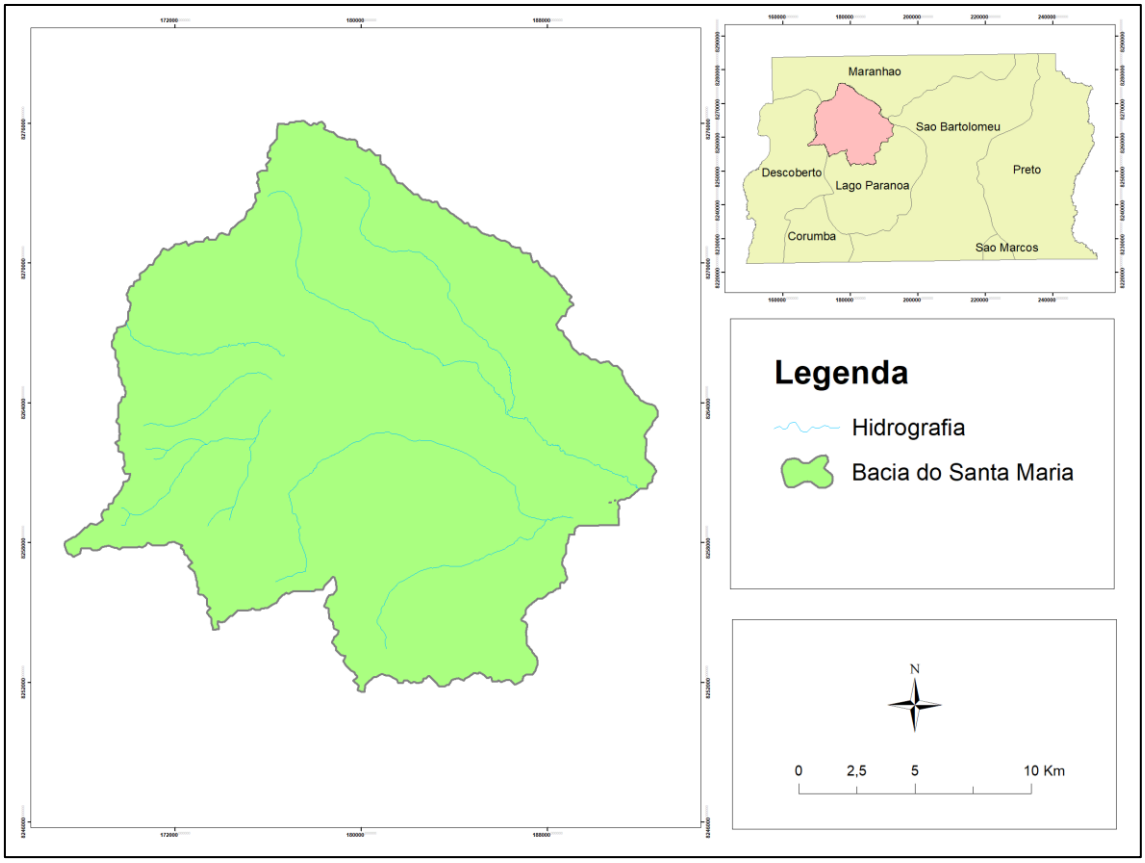

Figura 4. Mapa de Localização da bacia do Ribeirão Santa Maria.

Segundo Martins et al. (2007), o Parque Nacional de Brasília é a mais extensa área protegida de Cerrado no Distrito Federal, possuindo componentes das três fitofisionomias típicas do bioma: mata, cerrado *stricto sensu* e cerrado campestre. A instalação da unidade de conservação nessa área teve intuito, portanto, de proteger esse patrimônio ecológico e os serviços ecossistêmicos providos por ele.

A importância da bacia do Ribeirão Santa Maria se dá especialmente pela captação de água realizada. Isso se dá através do reservatório Santa Maria, cuja área de drenagem correspondente a 120 km² e área de espelho d'água de 7,65 km² abastece cerca de 21% da população do Distrito Federal (CAESB, 2020; MENDONÇA, 2020).

Além do seu funcionamento ordinário de abastecimento direto, há também a interligação entre o reservatório Santa Maria e o reservatório Descoberto. Isso se deve pela intensa crise hídrica ocorrida em 2016 e 2017, resultando então no plano emergencial de unir os dois reservatórios buscando uma alimentação recíproca entre os dois, caso algum destes sofra escassez significativa.

4.2. InVEST

4.2.1. Submodelo *Sediment Delivery Ratio* (Transporte de Sedimentos)

Para proceder com a análise hidrossedimentológica empregou-se o modelo de exportação de sedimentos (*Sediment Delivery Ratio* – SDR) nas duas bacias avaliadas, buscando estimar a erosão decorrente dos processos naturais nos contextos de uso do solo de cada bacia hidrográfica, bem como o transporte dos sedimentos desprendidos do solo.

O modelo SDR é, assim como todos os submodelos da ferramenta InVEST, espacialmente explícito no contexto de que todos os seus resultados requerem ferramentas de geoprocessamento para serem avaliadas. Isso se dá pelo método da modelagem, que utiliza *inputs* também espacialmente explícitos, notadamente o Modelo Digital de Elevação (MDE), em formato *raster*. Isso permite que o modelo empregue os cálculos de erosão do solo para cada pixel do MDE e estimar a quantidade de sedimento erodido que irá atingir os cursos d'água mais próximos, sendo considerado pelo modelo que estes sedimentos irão então atingir o exutório da bacia.

Para o cálculo referente aos processos erosivos a nível de pixel, o submodelo irá utilizar a amplamente conhecida e aceita USLE (*Universal Soil Loss Equation*), também conhecida como Equação Universal de Perda de Solo. Essa, expressa na Equação 1, engloba os principais aspectos biofísicos de relevância para o processo da erosão hídrica nos seus primeiros estágios.

$$USLE = R * K * LS * C * P$$

Equação 1. Equação Universal de Perda de Solo.

Onde:

- R = Erosividade da chuva ($MJ * mm(ha * hr)^{-1}$) ;
- K = Erodibilidade do solo ($ton * ha * hr(MJ * ha * mm)^{-1}$);
- LS = Fator do Gradiente Distância-Relevo de Rampa (sem unidade);
- C = Fator do Manejo da Cultura (sem unidade);
- P = Fator de Práticas Conservacionistas do Solo (sem unidade).

Feito isso, o modelo irá estimar o comportamento da enxurrada na superfície através do cálculo de SDR_i, ou seja, a razão de transporte de sedimentos para cada pixel no MDE e, assim, realizar a modelagem dos processos decorrentes no terreno que irão determinar se a carga sedimentológica irá atingir os cursos d'água ou se irá ser depositada ao longo da superfície da encosta. A Figura 5 demonstra o funcionamento do modelo.

$$\text{Total exportado} = \sum_{\text{pixel}_i} \text{usle}_i \times \text{SDR}_i$$

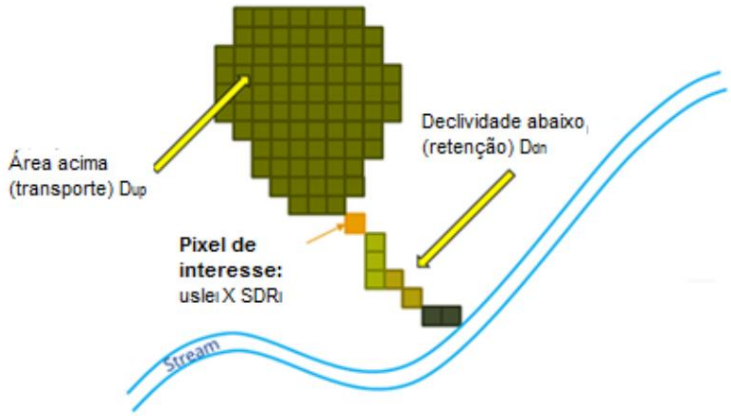

Figura 5. Abordagem conceitual utilizada no modelo de exportação de sedimentos.

A abordagem empregada no modelo, baseada no trabalho de Borselli et al. (2008), requer o cômputo do Índice de Conectividade (IC) para cada pixel. Os valores indicados pelo IC descrevem a relação entre as fontes de erosão na paisagem e os possíveis sumidouros, sendo estes os cursos d'água. A conectividade entre esses dois fatores irá determinar a forma como os sedimentos serão carreados no terreno, onde valores mais altos de IC indicam que há maior possibilidade que a carga de sedimento atinja o sumidouro, em situações onde há, por exemplo, maior quantidade de solo exposto e declividades mais elevadas. O cálculo de IC é dado pela Equação 2.

$$IC_i = log_{10} \frac{D_{up}}{D_{dn}}$$

Equação 2. Cálculo do Índice de Conectividade para a célula i.

Em seguida, o valor de IC é utilizado para o cálculo do SDR_i, como demonstra a Equação 3 abaixo:

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

Equação 3. Equação da razão de sedimento exportado por pixel.

Onde:

- SDR_{max}= SDR teórico máximo, considerado 0.8 como valor padrão (VIGIAK et al., 2012);
- IC_0 = Parâmetro de calibração;
- IC_i = Índice de Conectividade para a célula i;
- k= Parâmetro de calibração.

Sendo assim, o modelo calcula a exportação de sedimentos para cada pixel mesclando todas as etapas anteriores, através da Equação 4 descrita abaixo:

$$E_i = USLE_i * SDR_i$$

Equação 4. Exportação de Sedimentos no pixel i.

Por sua vez, a exportação total de sedimentos na bacia hidrográfica de estudo é descrita pela Equação 5.

$$E = \sum_i E_i$$

Equação 5. Exportação de Sedimentos na bacia hidrográfica.

4.2.2. Parâmetros e dados de entrada utilizados

Seguindo o manual do usuário e tendo como base outro trabalho realizado utilizando a ferramenta InVEST para a bacia do Ribeirão Pipiripau (AZEVEDO, 2017) foram separados os dados de entrada para ambas bacias, tendo em vista quais análises seriam realizadas. Os dados de entrada necessários são: Modelo Digital de Elevação (MDE), índice de Erosividade da chuva, erodibilidade dos solos, uso e cobertura do solo, bacia hidrográfica de análise.

4.2.2.1. Bacia do Ribeirão Pipiripau

Os dados utilizados para a bacia do Ribeirão Pipiripau foram retirados de um trabalho de dissertação realizado em 2017 para a mesma área, também empregando o submodelo de exportação de sedimentos (AZEVEDO, 2017). Neste, houve a calibração e validação do modelo para aplicação na bacia utilizando série de dados histórica com início em 1998 e indo até 2009. Dessa maneira, garantiu-se que as estimativas realizadas pelo modelo eram fidedignas às características da bacia e para outras bacias de características similares caso sejam utilizados os mesmos parâmetros de calibração, sendo estes:

Tabela 3. Parâmetros de calibração para bacia do Ribeirão Pipiripau. Fonte: Azevedo (2017).

Parâmetro de Calibração	Valor
k de Borselli	1.255
$IC0$ de Borselli	0.5
SDR Máximo	0.8
Threshold Flow Accumulation	5000

O Modelo Digital de Elevação utilizado independe do ano da análise, ou seja, o arquivo utilizado é empregado para todas as estimativas de todos os anos na bacia. Assim como grande parte dos dados de entrada o MDE é um arquivo *raster*, onde cada pixel representa uma altura especificada em metros. A Figura 6 demonstra o MDE utilizado.

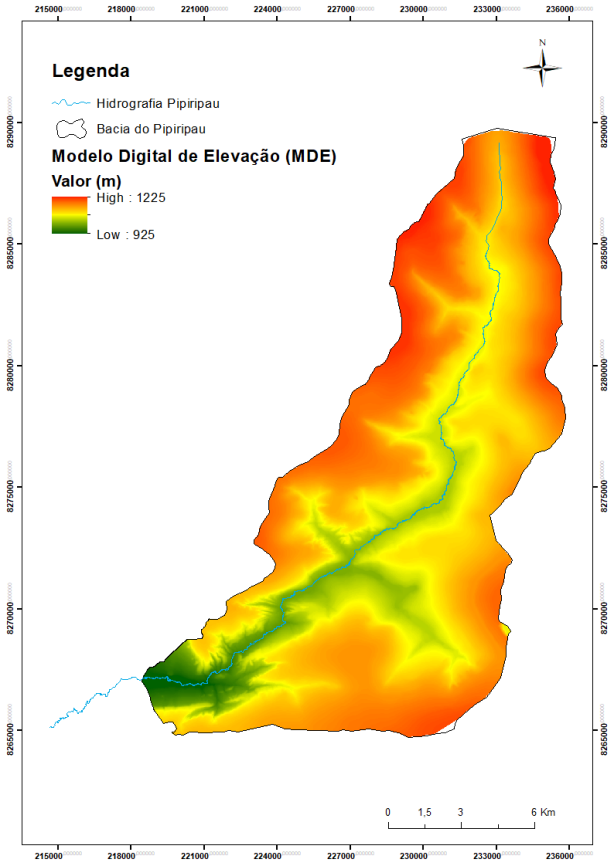

Figura 6. Modelo Digital de Elevação do Ribeirão Pipiripau. Fonte: Azevedo (2017).

O Índice de Erosividade da Chuva é uma variável dependente da intensidade e duração da precipitação na área de interesse, sendo que quanto maiores sejam estes valores maior será a erosividade total. Essa é representada por um valor anual, ou seja, para cada estimativa anual o *raster* utilizado como dado de entrada deverá ser alterado.

A **Erro! Fonte de referência não encontrada.** demonstra todos os valores de Erosividade Anual utilizados.

Tabela 4. Erosividade Anual da Chuva referente a cada um dos anos analisados. Fonte: Azevedo (2017).

Ano	Erosividade Anual da Chuva (MJ·mm·ha^{-1}·h^{-1} ·ano^{-1})
1998	6631,2
1999	6208,6
2000	5575,1
2001	5391,1
2002	5394,8
2003	5803,5
2004	7672,9
2005	6970,3
2006	6605,4
2007	5335,2
2008	6313,0
2009	6540,7
Média	**6203,5**

A erodibilidade do solo (K) é uma forma de expressar através de um valor numérico a susceptibilidade do solo em sofrer os efeitos da erosão e, consequentemente, do seu transporte. Assim como os dados anteriores, a erodibilidade é um *raster dataset* e, assim como o MDE sua utilização é padrão para todos os anos do estudo. A Figura 7 demonstra os valores utilizados expressos espacialmente.

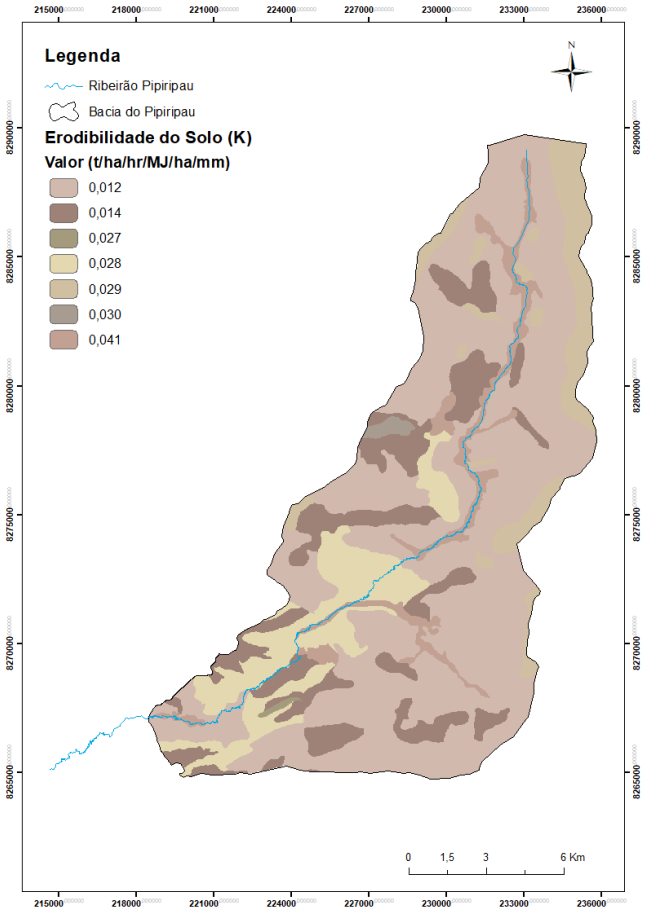

Figura 7. Mapa de erodibilidade do solo (K) na área do estudo. Fonte: Azevedo (2017).

Para o uso e cobertura do solo, o modelo necessita de um *raster* cujos pixels possuam um valor inteiro que represente cada classe de uso. Dessa maneira, o modelo buscará uma entrada com o mesmo código na tabela biofísica e irá associar todos os valores contidos naquela ao *raster* inserido, espacializando assim as classes de uso e suas características específicas.

Afim de averiguar o efeito da implantação da prática de terraceamento já existente em certas propriedades da bacia do Ribeirão Pipiripau foi avaliada em dois cenários de conservação: o cenário 1, sem implementação da técnica de terraços e o cenário 2, onde é considerada a prática de terraceamento nas propriedades como forma de redução do comprimento de rampa. Assim, foi criado um arquivo secundário a partir dos dados iniciais de uso do solo utilizados por Azevedo (2017), porém incorporando duas novas classes de uso: Agricultura Extensiva com terraços e Pastagem com terraços.

A criação das duas novas classes resultou da investigação através de imagens de satélite buscando separar quais dos componentes das classes Agricultura Extensiva e Pastagem possuíam a técnica empregada nas imagens mais recentes utilizando a ferramenta Google Earth. Posteriormente, foi feita a separação das classes iniciais

naquelas que haviam terraços e as que não possuíam, que permaneceram inclusas na classificação anterior. Abaixo estão os mapas das classes de uso do solo.

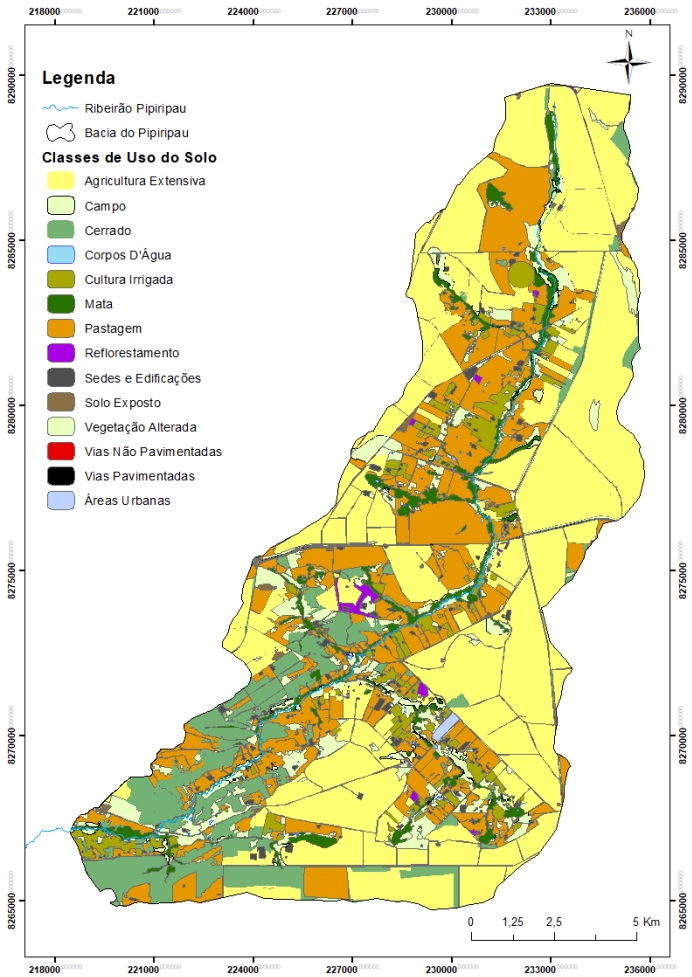

Figura 8. Mapa de classes de uso do solo sem implementação da prática de terraceamento. Fonte: Azevedo (2017).

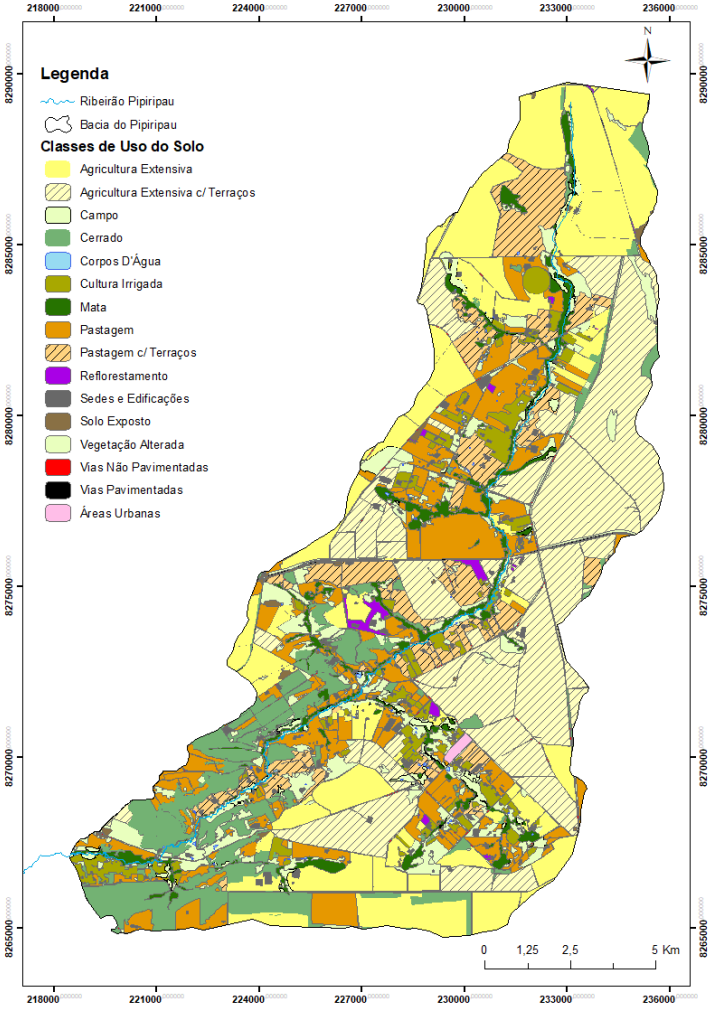

Figura 9. Mapa de classes de uso do solo com implementação da prática de terraceamento.

O último dado de entrada espacialmente explícito é referente à delimitação da bacia hidrográfica de interesse, sendo possível avaliar mais de uma bacia em uma mesma rodagem da ferramenta. Visto que essa utilidade já está habilitada como padrão do modelo, o *shapefile* utilizado requer que em sua tabela de conteúdos exista um número inteiro utilizado como código de identificação para cada bacia estudada. Como no caso do estudo presente não foi de interesse a estimativa de mais de uma bacia, essa função não foi utilizada. A Figura 10 demonstra os limites da bacia.

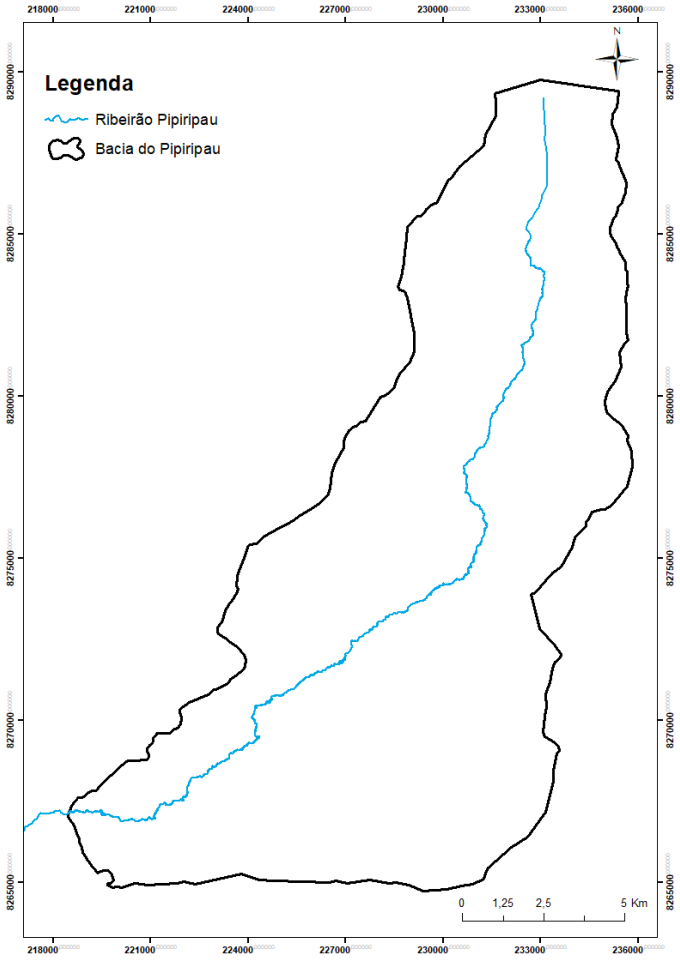

Figura 10. Mapa da bacia hidrográfica do Ribeirão Pipiripau. Fonte: Azevedo (2017).

O último dos dados de entrada necessários é a tabela biofísica, um arquivo .csv contendo as informações referentes ao fator C e P da USLE, permitindo assim o cálculo da erosão pixel a pixel. Como o modelo SDR não possui em sua estrutura interna uma forma de incorporar o terraceamento nos seus cálculos, é necessário faze-lo de maneira externa através do fator P (Práticas Conservacionistas), alterando o seu valor.

Para a obtenção do novo fator P foram medidos, para cada propriedade da bacia classificada como Agricultura Extensiva com Terraços ou Pastagem com Terraços, o comprimento total da propriedade (L_{st}) e o comprimento médio entre terraços (l). Esses valores foram inseridos nas equações seguintes (Equação 6 e Equação 7), resultando em um fator L que foi, por sua vez, multiplicado pelo parâmetro P. Essa prática rendeu uma nova tabela biofísica que foi então empregada no modelo.

$$L = \frac{L_{ct}}{L_{st}}$$

Equação 6. Obtenção do Fator L.

$$L_{ct} = \left(\frac{l}{22{,}1}\right)^{0{,}5}$$

Equação 7. Obtenção do fator de comprimento de rampa.

A Tabela 5 demonstra todos os valores presentes nas tabelas biofísicas utilizadas.

Tabela 5. Valores utilizados para as tabelas biofísicas do modelo. As classes "Agricultura Extensiva c/ Terraços" e "Pastagem c/ Terraços" só entram no modelo no caso das estimativas do cenário 2, caso contrário não são utilizadas. Fonte: Azevedo (2017).

Classe de Uso do Solo (LULC_desc)	Código Identificador (lucode)	Parâmetro C (usle_c)	Parâmetro P (usle_p)
Agricultura Extensiva	1	0.13	0.33
Áreas Urbanas	2	0.1	1
Campo	3	0.013	1
Cerrado	4	0.012	1
Corpos d'Água	5	0	1
Cultura Irrigada	6	0.13	0.33
Mata	7	0.0005	1
Pastagem	8	0.03	0.67
Reflorestamento	9	0.03	1
Sedes e Edificações	10	0	1
Solo Exposto	11	0.25	1
Vegetação Alterada	12	0.01	1
Vias Não-Pavimentadas	13	0.15	1
Vias Pavimentadas	14	0	1
Agricultura Extensiva c/ Terraços *	15	0.13	0.033
Pastagem c/ Terraços *	16	0.03	0.067

4.2.2.2. Bacia do Ribeirão Santa Maria

A aplicação do submodelo SDR na bacia do ribeirão Santa Maria partiu da obtenção e processamento dos dados de entrada necessários para alimentar a ferramenta. Foram obtidos através de um acervo pessoal o *raster* do Modelo Digital de Elevação (Figura 11) e *shapefiles* para o uso e cobertura do solo, classificação pedológica e a delimitação da bacia hidrográfica protegida pelo Parque Nacional de Brasília. Destes, foi realizada a conversão direta do arquivo de uso e cobertura do solo para o formato *raster* (Figura 12).

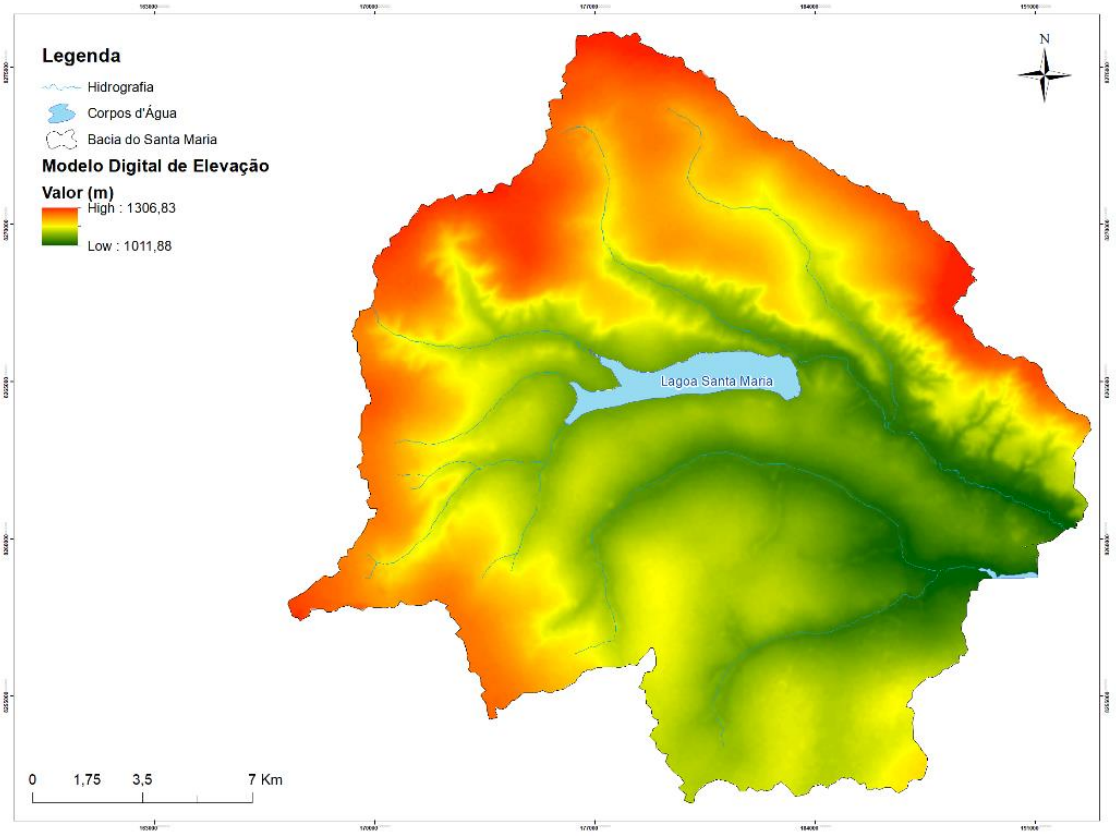

Figura 11. Mapa do Modelo Digital de Elevação para a bacia do Santa Maria.

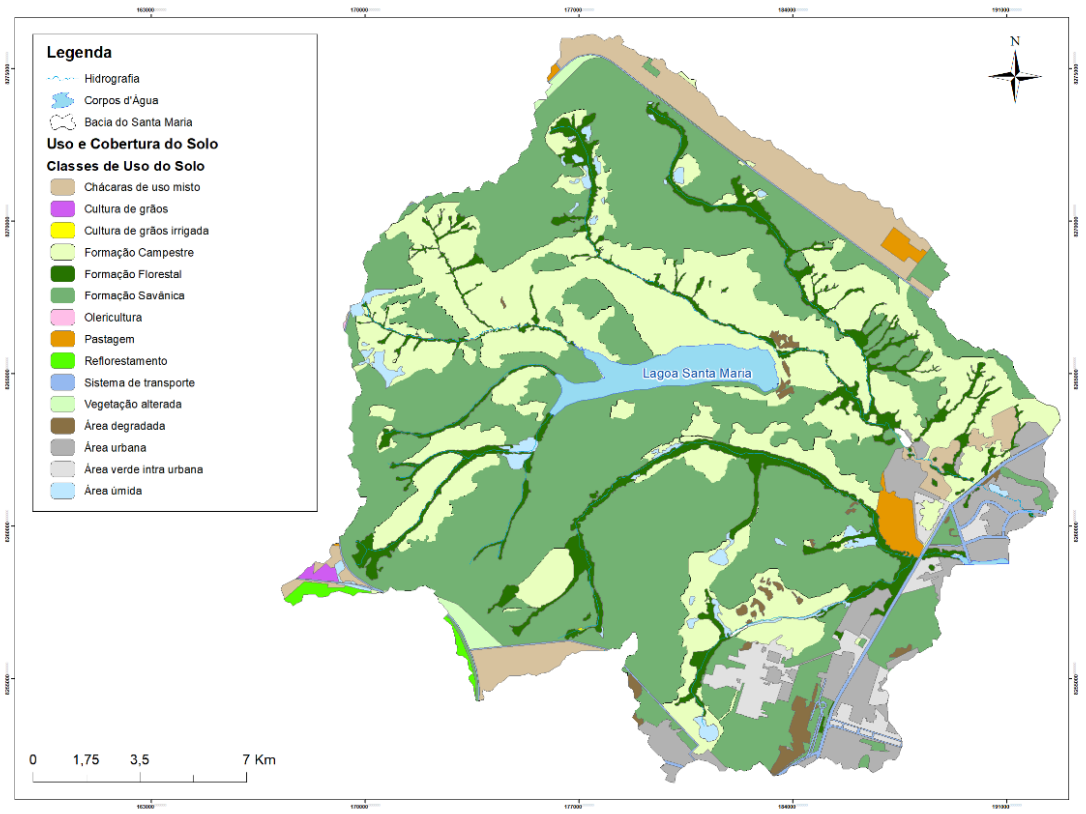

Figura 12. Mapa de cobertura demonstrando as classes de uso do solo.

Vale salientar que assim como para a bacia do ribeirão Pipiripau, o *raster* inserido contém como valor de *pixel* somente números inteiros ligando o *dataset* à tabela biofísica. O *shapefile* da bacia de contribuição pode ser observado na Figura 13.

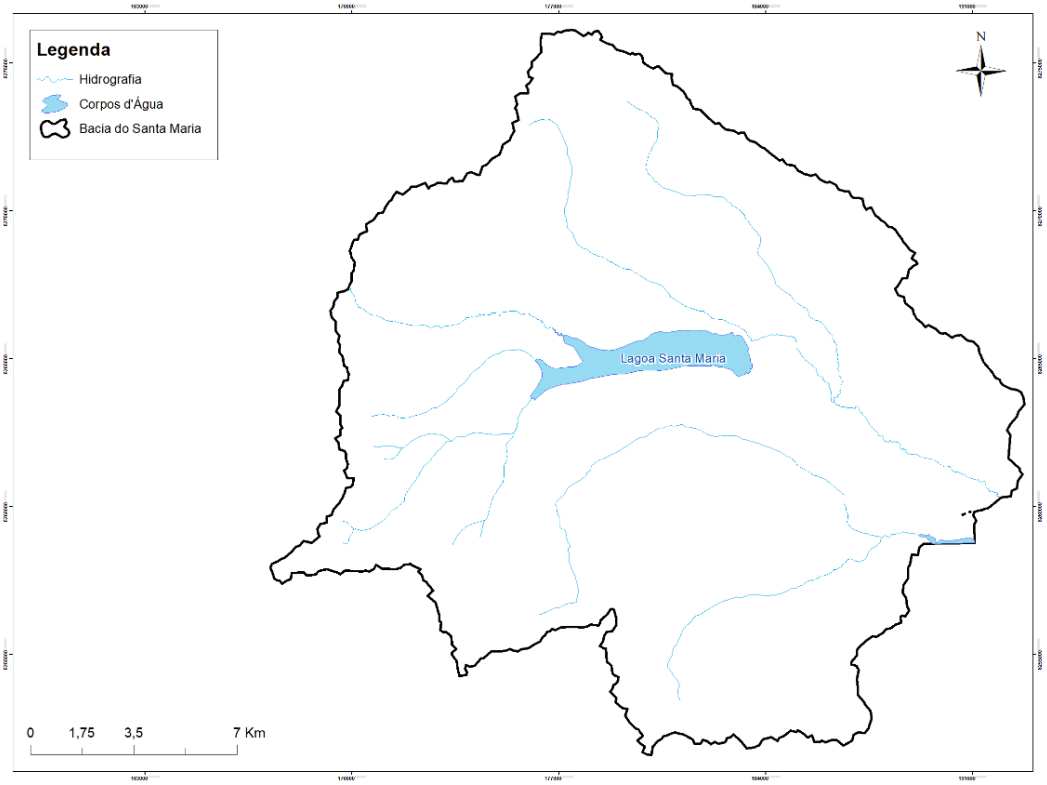

Figura 13. Mapa da bacia hidrológica do Santa Maria.

Para a erodibilidade do solo foi utilizado o mapa de pedologia e relacionadas as classes de solo presentes na bacia à erodibilidade obtida na literatura. Devido as características da bacia do Santa Maria serem similares às da bacia hidrográfica do ribeirão Pipiripau, foram empregados os mesmos valores de erodibilidade encontrados em Chaves e Piau (2008), sendo espacializados e convertidos em arquivo formato *raster,* onde cada pixel possui o valor *K* atribuído. A Tabela 6 demonstra os valores de erodibilidade utilizados no estudo.

Tabela 6. Índice de erodibilidade do solo na bacia

Tipo de Solo	Erodibilidade (*K*) ($t * ha * hr * MJ^{-1} * ha^{1} * mm^{-1}$)
Cambissolo	0,028
Espodossolo	0,028
Gleissolo	0,041
Latossolo Vermelho	0,012
Latossolo Vermelho-Amarelo	0,014
Plintossolo	0,028

Para o cálculo da Erosividade da Chuva (*R*) foi utilizada a série histórica da estação pluviométrica do INMET – Brasília. Estes foram separados para o mesmo período de avaliação da bacia do ribeirão Pipiripau (1998 a 2009) e inseridos na equação do tipo Fournier (Equação 8) desenvolvida por Val et al. para a região Centro-Oeste do Brasil (1986). Os valores de R anuais se encontram na Tabela 7.

$$R = 125{,}59 * \left(\frac{M_i}{P_a}\right)^{0{,}603}$$

Equação 8. Cálculo da Erosividade Anual (R) da chuva.

Onde:

- $R =$ Erosividade Anual da chuva ($t * ha * hr * MJ^{-1} * ha^{1} * mm^{-1}$);
- $M_i =$ Precipitação mensal em milímetros;
- $P_a =$ Precipitação anual em milímetros.

Tabela 7. Índice anual de Erosividade da chuva na bacia.

Ano	Índice anual de erosividade da chuva ($MJ * mm * ha^{-1} * ano^{-1}$)
1998	6509,74
1999	6173,36
2000	6354,02
2001	6012,38
2002	6538,36
2003	6267,74
2004	7408,09
2005	7710,63
2006	7526,46
2007	6277,48
2008	7159,81
2009	7478,94
Média	**6784,75**

Por fim, a tabela biofísica foi construída incorporando as classes de uso de solo constantes no *raster* criado, sendo devidamente identificados e atribuídos seus valores do parâmetro C e P para o cálculo erosivo, determinados por Chaves (2012) para a bacia do Ribeirão Pipiripau e utilizados aqui como uma aproximação, visto as características similares entre as duas bacias e a ausência de estudo específico para ela.

Devido a problemas na estimativa da erosão pelo comprimento de rampa, considerando as classes de uso do solo em todo o seu comprimento e ignorando características de relevo que diminuam o potencial erosivo, foi realizada uma redução artificial do fator L, buscando mitigar este efeito. Essa alteração *expert based* levou em consideração as características próprias da bacia em questão, tida como detentora de nível elevado de preservação ambiental. A inserção da redução artificial do fator L no modelo foi através do parâmetro P na tabela biofísica, demonstrada na Tabela 8 abaixo.

Classe de Uso do Solo (LULC_desc)	Código Identificador (lucode)	Parâmetro C (usle_c)	Parâmetro P (usle_p)
Área Degradada	1	0,3	0,1
Área Úmida	2	0,05	0,1
Área Urbana	3	0,1	0,1
Área Verde Intra Urbana	4	0,1	0,1
Chácaras de uso misto	5	0,1	0,1
Cultura de grãos	7	0,13	0,1
Cultura de grãos irrigada	8	0,13	0,1
Formação Campestre	9	0,013	0,1
Formação Florestal	10	0,0005	0,1
Formação Savânica	11	0,012	0,1
Olericultura	12	0,15	0,1
Pastagem	13	0,03	0,1
Reflorestamento	14	0,03	0,1
Sistema de Transporte	15	0	0,1
Vegetação Alterada	16	0,01	0,1

Tabela 8. Tabela biofísica utilizada para a bacia hidrográfica do Santa Maria.

Quanto aos parâmetros de calibração utilizados, devido às características hidrológicas e fisiográficas semelhantes entre as duas bacias hidrográficas (Pipiripau e Santa Maria), foram utilizados os mesmos valores obtidos pela calibração e validação realizadas por Azevedo (2017), como observa-se na Tabela 9.

Tabela 9. Parâmetros de calibração para bacia do Ribeirão Santa Maria.

Parâmetro de Calibração	Valor
k de Borselli	1.255
$IC0$ de Borselli	0.5
SDR Máximo	0.8
Threshold Flow Accumulation	5000

4.2.3. Critérios de Avaliação utilizados

Para a análise dos benefícios esperados foi realizada a avaliação individualizada da erosão estimada em cada bacia hidrográfica do estudo, bem como entre os dois cenários presentes na bacia do Ribeirão Pipiripau. A comparação direta entre as erosões estimadas permite avaliar quais efeitos influenciam em menores ou maiores taxas erosivas nas bacias em cada cenário.

Além disso, foi realizada uma análise de sustentabilidade relacionando a erosão calculada com o critério da tolerância de perda de solo. Esse é um valor considerado como limite para que a erosão e aporte de sedimentos sejam consideradas admissíveis em um determinado ano, não resultando em perda significativa de produtividade (AZEVEDO, 2017).

Para a realização da avaliação de sustentabilidade foram utilizados os valores estabelecidos por Mannigel et al. para solos do bioma Cerrado no estado de São Paulo (2002). Estes encontram-se na Tabela 10.

Tabela 10. Valores de tolerância de perda de solo para cada tipo de solo na bacia. O valor de tolerância de cambissolos também foi utilizado para os Espodossolos presentes na bacia hidrográfica do Santa Maria.

Tipo de solo	Tolerância à perda de solo (t/ha.
Neossolos Quartzarênicos	14,7
Cambissolo*	7,9
Plintossolos	6,0
Latossolo Vermelho-Amarelo	11,5
Latossolo Vermelho	12,4
Gleissolos	5,8
Nitossolos	7,26

5. Resultados e Discussão

5.1. Bacia do Ribeirão Pipiripau

Tabela 11. Erosões médias estimadas pelo submodelo SDR para a bacia do Ribeirão Pipiripau, em cenário 1 e cenário 2.

Ano	Erosão Média (ton./ha)	
	Cenário 1 (s/ Terraceamento)	**Cenário 2 (c/ Terraceamento)**
1998	12,14	8,93
1999	11,44	8,44
2000	10,37	7,68
2001	10,06	7,45
2002	10,07	7,46
2003	10,76	7,95
2004	13,84	10,12
2005	12,70	9,32
2006	12,10	8,90
2007	9,96	7,39
2008	11,62	8,56
2009	11,99	8,83
Média	**11,42**	**8,42**

Como observado acima, a implementação da prática de terraços em parte das propriedades da bacia resultou em redução média de 3 toneladas por hectare (26,2%) na erosão hídrica estimada pelo modelo. A maior carga erosiva encontrada em 2004 se deve à maior precipitação documentada no ano, o que elevou o Índice de Erosividade da chuva e causou maiores perdas de solo. De maneira similar, a distribuição espacial da erosão estimada também apresenta diferenças visíveis entre os cenários averiguados (Figura 14 e Figura 15).

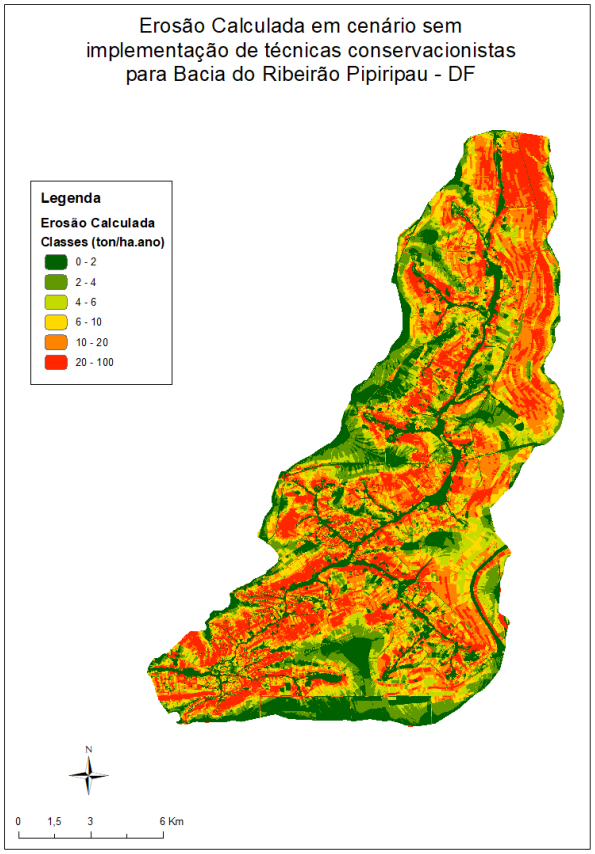

Figura 14. Mapa de erosão estimada do solo para o cenário 1 no ano de maior perda de solo calculada.

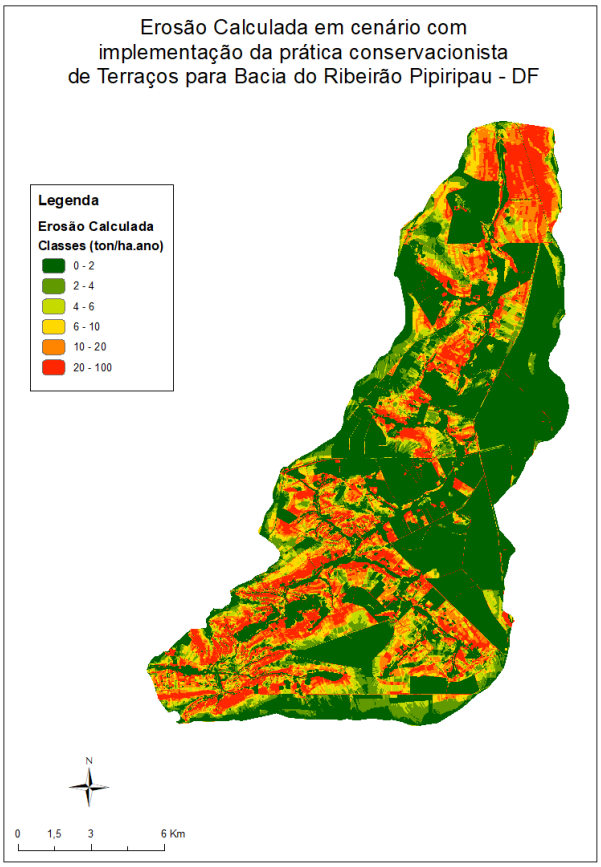

Figura 15. Mapa de erosão estimada do solo para o cenário 2 no ano de maior perda de solo calculada.

A redução na quantidade de solo erodido sob sistemas com implementação de terraços como forma de diminuir o comprimento de rampa das encostas é bem documentada. Cogo et al. (2003) obtiveram reduções significativas nas áreas estudadas, com perdas de solo 70 a 80% inferiores nos sistemas com terraceamento em comparação ao preparo convencional das culturas. Estes valores superiores não são atribuídos somente à implementação de terraços, visto que os sistemas avaliados no seu estudo também empregam outras práticas conservacionistas como a cobertura do solo com palhada e a elevação da fertilidade do mesmo.

Além de ser implementado em conjunto com um sistema de preparo do solo adequado, o comprimento de rampa dos terraços também deve ser levado em consideração. Bertoni (1959) documentou como este fator influencia na quantidade de solo perdido, demonstrando que para determinadas localidades maiores comprimentos de rampa rendem maiores taxas de proteção à perda de solo, enquanto para outras áreas estudadas o inverso pode ser observado. Na bacia do ribeirão Pipiripau foi observada predominância de comprimentos de rampa de 30 a 40 metros para maior parte das propriedades. No entanto, segundo Silva e de Maria (2011), há a possibilidade de aumento do comprimento de rampa para até 75 m diminuindo não somente os custos da operação de instalação das estruturas, como também a quantidade de solo erodido e a perda de água por erosão, sendo talvez necessários estudos para as condições da bacia do Pipiripau buscando avaliar se o mesmo pode ser aplicado com sucesso nas situações da bacia.

Em termos da análise de sustentabilidade, a Figura 16 e a Figura 17 demonstram a sobreposição da erosão calculada máxima na série histórica avaliada (ano 2004) pela

tolerância de perda de solo para cada classe pedológica de solo presente na bacia do ribeirão Pipiripau.

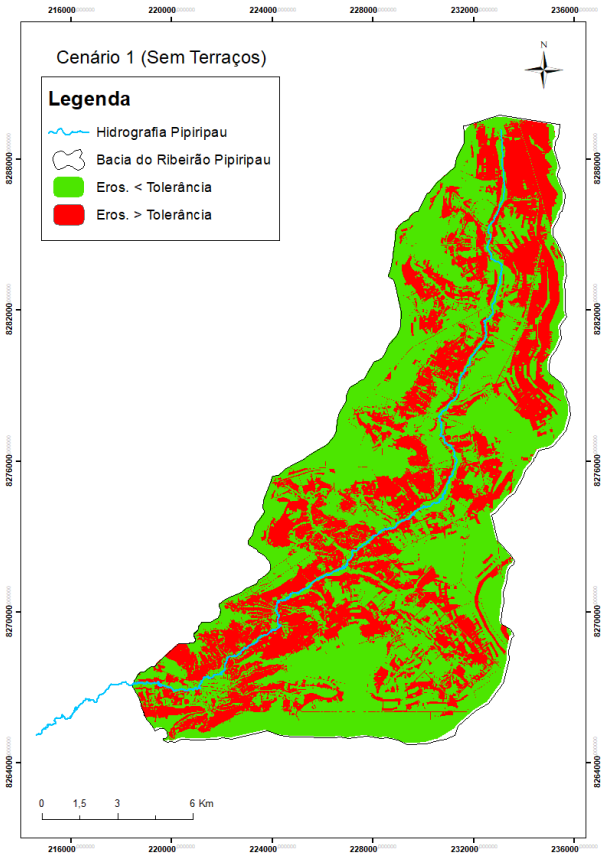

Figura 16. Mapa da Análise de Sustentabilidade para o cenário 1 no ano de maior perda de solo acumulada.

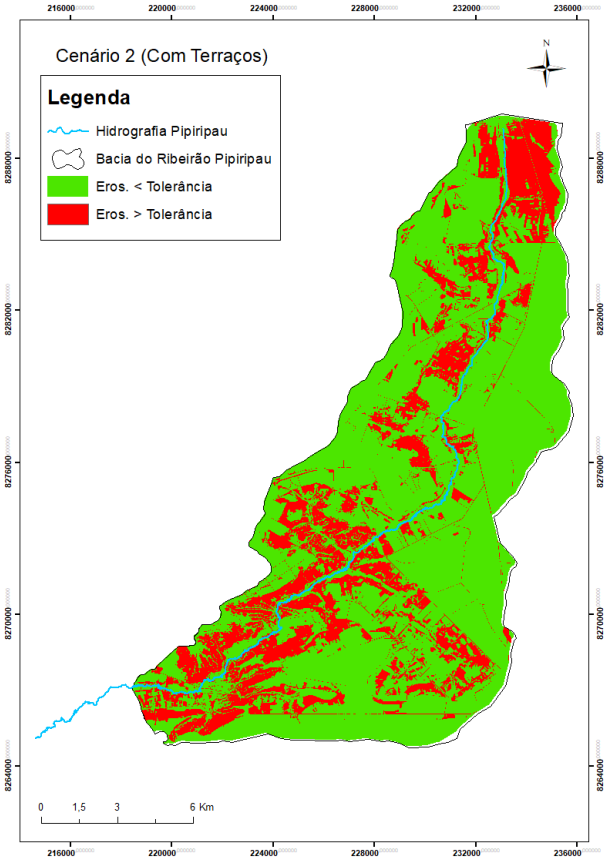

Figura 17. Mapa da Análise de Sustentabilidade para o cenário 2 no ano de maior perda de solo acumulada

Tabela 12. Área em hectares de cada classe da análise de sustentabilidade, tendo em vista os dois cenários avaliados.

Classe	Pipiripau s/ Terraços		Pipiripau c/ Terraços	
	Hectares	%	Hectares	%
Eros. < Tolerância	13201,57	62,33%	15949,78	75,31%
Eros. > Tolerância	7976,87	37,67%	5228,66	24,69%

A avaliação da sobreposição entre a erosão hídrica e a tolerância de perda de solo demonstra que os valores admissíveis são a maioria para ambos cenários de conservação, sendo que a proporção de áreas sustentáveis em termos da perda de solo aceitável se encontra próxima de 2:1 para o cenário 1 e ultrapassa a proporção 3:1 no caso do cenário 2. A implementação da técnica de terraços para a conservação do solo resulta, ainda, na redução de 13% ou, aproximadamente, 2750 hectares de área constante como não-sustentável convertidas, assim, em áreas cuja perda de solo no ano de maior erosão estimada foi plausível e mantem a produtividade agrícola das áreas afetadas.

5.2. Bacia do Santa Maria

Tabela 13. Erosão média estimada para todos os cenários avaliados, sendo estes as duas bacias hidrográficas (Santa Maria e Pipiripau) e os dois cenários de conservação para a bacia do Ribeirão Pipiripau.

Ano	Erosão Média (ton./ha)		
	Santa Maria	**Sem Terraceamento**	**Com Terraceamento**
1998	1,41	12,14	8,93
1999	1,35	11,44	8,44
2000	1,31	10,37	7,68
2001	1,38	10,06	7,45
2002	1,42	10,07	7,46
2003	1,36	10,76	7,95
2004	1,59	13,84	10,12
2005	1,65	12,70	9,32
2006	1,61	12,10	8,90
2007	1,37	9,96	7,39
2008	1,54	11,62	8,56
2009	1,61	11,99	8,83
Média	**1,49**	**11,42**	**8,42**

Como é possível observar, a erosão estimada para a bacia do Santa Maria, protegida pelo Parque Nacional de Brasília, é significativamente inferior à calculada para a bacia do Pipiripau, até mesmo no cenário 2 - mais conservador, com implementação da técnica de terraceamento com intuito de diminuir a erosão e aporte de sedimentos. Isso se deve ao estado elevado de preservação da bacia, visto que está inserida na área do Parque Nacional de Brasília, uma unidade de conservação de proteção integral, categoria essa que minimiza drasticamente as atividades antrópicas possíveis dentro de seus limites e consequentemente seus impactos sobre o solo. Assim como observado na bacia do Ribeirão Pipiripau, o ano de maior erosão calculada coincide com o ano de maior índice de erosividade, sendo essa determinante para a perda de solo. A distribuição da erosão para este ano pode ser observada na Figura 18.

Valores próximos foram observados por Guimarães et. al. (2011) na microbacia do Rio Campinas, em Joinville. O alto nível de preservação ambiental observado na microbacia do estudo, com aproximadamente 70% da sua área coberta por vegetação nativa rendeu perdas de solo anuais entre 0 a 1 ton./ha para 66,9% da área total da bacia, seguido pela classe de perda de solo anual entre 1 e 3 ton./ha em 25,7% da área da bacia. Esses valores expressivamente baixos são atribuídos a preservação ambiental intensa presente na bacia analisada, situação semelhante à bacia hidrográfica do Ribeirão Santa Maria.

A instauração de unidades de conservação como formas de proteger o solo da erosão é uma prática comum, especialmente em áreas de grande interesse ambiental. Simonetti et. al. (2018), por exemplo, realizou a aferição das características do solo do Parque Nacional Municipal de Sorocaba – SP, buscando avaliar sua susceptibilidade à erosão. O resultado foi a verificação que os solos na região possuíam erodibilidade moderada a alta e elevada susceptibilidade à erosão hídrica, porém sem terem sido averiguadas as conversões desses fatores em taxas erosivas elevadas. Concluiu-se,

portanto, que a manutenção da unidade de conservação garantia o manejo sustentável sem processos erosivos significativos.

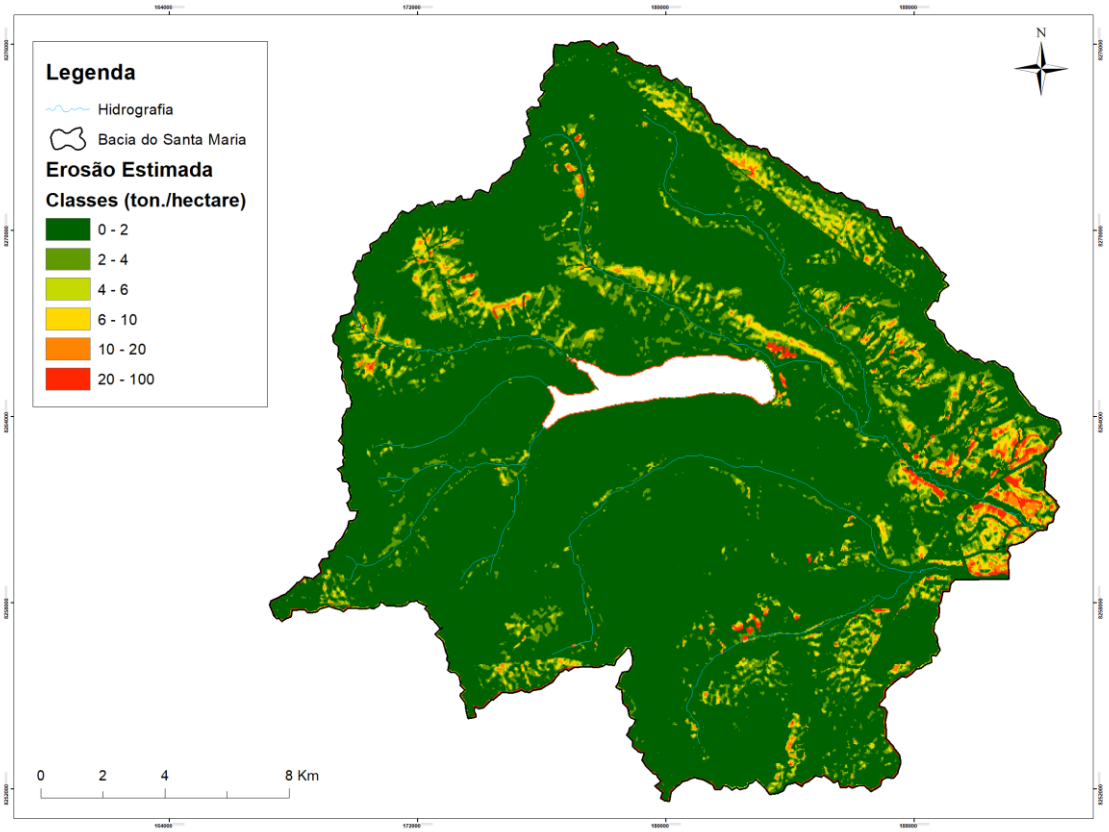

Figura 18. Mapa de erosão estimada do solo para Santa Maria no ano de maior perda de solo calculada (2005).

Observa-se que os valores mais altos de erosão ocorrem próximos a centros urbanos, no lado leste da bacia hidrográfica. A classe 20 – 100 ton./ha também aparece em pontos de solo exposto, onde a proteção proporcionada pelo PNB não é efetivada, visto que não há vegetação nativa. As manchas onde pode-se observar a classe 6 – 10 ton./ha são localizadas em locais de vegetação campestre, que desempenha função de proteção do solo, porém com eficácia reduzida se comparado à áreas de vegetação savânica ou florestal, especialmente sob regimes intensos de chuva como foi o caso deste ano (BUENO & STEIN, 2004).

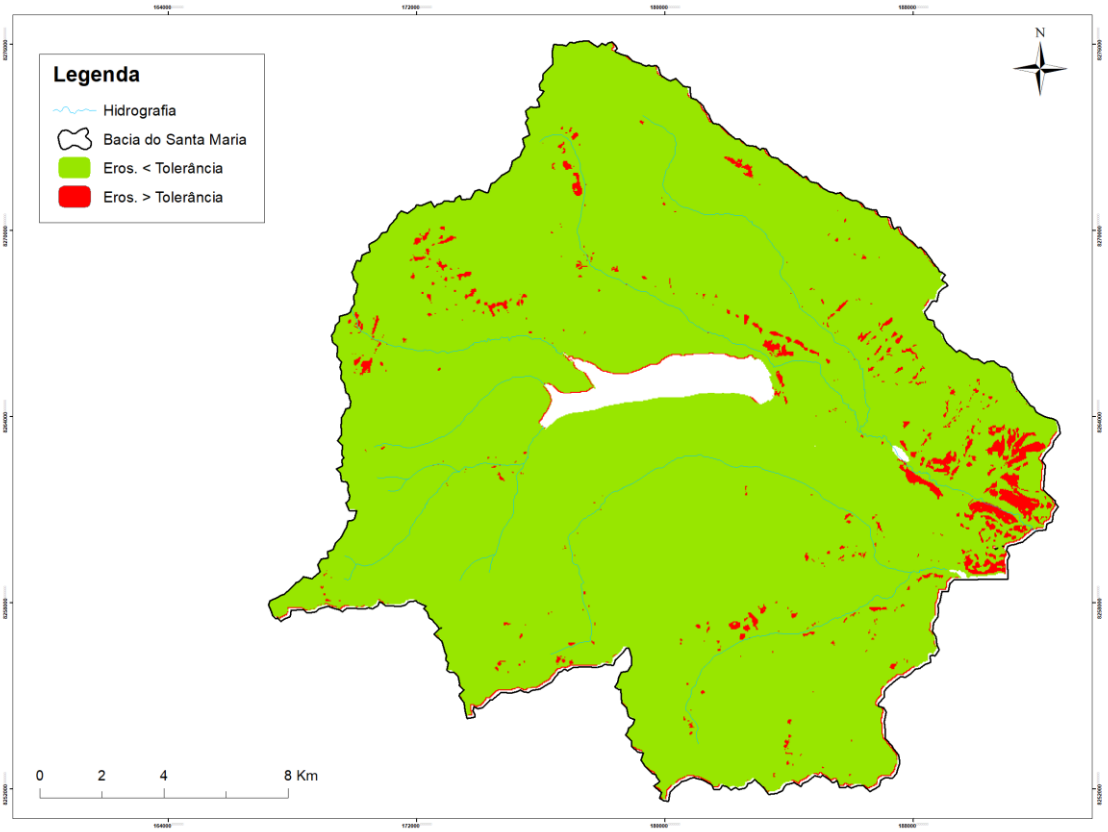

Figura 19. Mapa da análise de sustentabilidade para a bacia do Ribeirão Santa Maria no ano de maior perda de solo acumulada.

Em termos numéricos, a Tabela 14 mostra a área constante para cada classe da análise de sustentabilidade, em ambos cenários.

Tabela 14. Área em hectares de cada classe da análise de sustentabilidade, com valores para a bacia do Santa Maria e para os dois cenários de conservação para bacia do Pipiripau.

Classe	Santa Maria		Pipiripau s/ Terraços		Pipiripau c/ Terraços	
	Hectares	%	Hectares	%	Hectares	%
Eros. < Tolerância	32578,02	97,17%	13201,57	62,33%	15949,78	75,31%
Eros. > Tolerância	948,33	2,83%	7976,87	37,67%	5228,66	24,69%

Para a bacia do Santa Maria a área onde a erosão estimada é superior à tolerância de perda de solo é de 948,33 hectares, equivalente a 2,83% da área da bacia hidrográfica, o que comparado aos resultados obtidos para a bacia do Pipiripau é um valor irrisório, mesmo para sua área maior. Isso demonstra a relevância de instrumentos como a criação de unidades de conservação de proteção integral para a preservação dos recursos hídricos, como é o caso da bacia avaliada.

Apesar do valor inferior para a bacia do Santa Maria, pode-se argumentar, no entanto, que a conversão das áreas determinantes para a não-nulidade de ocasiões onde a erosão estimada é superior à tolerância de perda do solo possui certos entraves, visto

que se tratam em sua maioria de áreas urbanas já estabelecidas, excetuando-se áreas de solo exposto.

6. Conclusão

As estimativas realizadas permitem fazer certos aferimentos quanto à situação de manejo sustentável na bacia do Ribeirão Pipiripau e quanto ao papel da bacia do Ribeirão Santa Maria para o Distrito Federal.

O terraceamento possui resultados tangíveis quanto à redução da carga erosiva e perda de solo onde forem implantados, permitindo assim a continuidade das atividades produtivas rurais com maior sustentabilidade e garantia de produtividade do solo a longo prazo. Sua adoção como uma das técnicas constantes no Programa Produtor de Águas pode ser forte aliada na gestão hídrica da bacia, reduzindo perdas e, assim, auxiliando na resolução de conflitos por água. Recomenda-se estudos visando a experimentação de maiores comprimentos de rampa nos terraços instalados, os quais diminuíram os custos de implementação e as perdas de solo nos trabalhos analisados.

Quanto à bacia do Ribeirão Santa Maria, constata-se a eficiência de unidades de conservação de proteção integral na preservação dos recursos hídricos. Comparativamente, a carga erosiva estimada na bacia foi muito inferior à estimada na bacia do Ribeirão Pipiripau, independente da existência ou não de terraços.

7. Bibliografia

AMORIM, R. S. S.; DA SILVA, D.; PRUSKI, F. F.; DE MATOS, A. T. Avaliação do desempenho dos modelos de predição da erosão hídrica USLE, RUSLE e WEPP para diferentes condições edafoclimáticas do Brasil. **Engenharia Agrícola Jaboticabal**, v. 30, n. 6, p. 1049-1049, nov./dez. 2010.

ANDRADE, D. C.; FASIABEN, M. C. R. A utilização dos instrumentos de política ambiental para a preservação do meio ambiente: o caso dos Pagamentos por Serviços Ecossistêmicos. *In:* ENCONTRO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ECONOMIA ECOLÓGICA, VIII., 2009, Cuiabá.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Acordo de Cooperação Técnica 015/ANA/2011**. Brasília, 2011. Disponível em: <http://produtordeagua.ana.gov.br/ProjetoPipiripau-DF/Documentos.aspx>. Acesso em: 27 de novembro de 2013. **Programa Produtor de Água: relatório de diagnóstico socioambiental da bacia do ribeirão Pipiripau**. Brasília: ANA; TNC; EMATER-DF; SEAGRI-DF. 2010.

AZEVEDO, L. M. N. **Calibração, Validação e Aplicação do modelo InvEST para a estimativa de benefícios aos serviços ecossistêmicos na bacia do ribeirão Pipiripau (DF/GO)**. 2017. 98 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade de Brasília, 2017.

BALBINOT, R.; OLIVEIRA, N. K.; VANZETTO, S. C.; PEDROSO, K.; VALERIO, A. F. The forest role in the hydrological cycle at hydrological basins. **Ambiência Guarapuava**, v. 4, n. 1, p. 131-149, jan./abr. 2008.

BAI, Y.; ZHENG, H.; OUYANG, Z.; ZHUANG, C.; JIANG, B. Modelling hydrological ecosystem services and tradeoffs: a case study in Baiyangdian watershed, China. **Environmental Earth Sciences**, v. 70, p. 709-718, dezembro 2012.

BERTOL, I.; ALMEIDA, J. A. Tolerância de perda de solo por erosão para os principais solos do estado de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 24, p. 657-668, 2000.

BERTONI, J. O espaçamento dos terraços em culturas anuais, determinado em função das perdas por erosão. **Bragantia**, v. 18, n. 10, p. 114 – 140, 1959.

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

BOYD, J.; BANZHAF, S. What Area Ecosystem Services? The Need for Standardized Environmental Accounting Units. **Resources for the Future**. RFF DP 06-02, janeiro, 2006.

BRAUMAN, K. A.; DAILY, G. C.; DUARTE, T. K.; MOONEY, H. A. The nature and value of ecosystem services: an overview highlighting hydrologic services. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 32, p. 67-98, julho 2007.

BRASIL. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza. **Diário Oficial da União**: seção 1, Brasília, DF, p.1, 19 jul. 2000.

BRASIL. Lei 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa, instituindo o Novo Código Florestal. **Diário Oficial da União**. Brasília, DF, p.1 Texto Original, 28 maio 2012.

BRASILIA, Resolução nº 2, de 23 de setembro de 2015. Aprova a adoção de base hidrográfica oficial a ser utilizada em todos contextos oficiais. **Diário Oficial da União.** Brasília, DF, 28 dezembro 2015.

BREASSIANI, D. A.; GASSMAN, P. W.; FERNANDES, J. G.; GARBOSSA, L. H. P.; SRINIVASAN, R.; BONUMA, N. B.; MENDIONDO, E. M. Review of Soil and Water Assessment Tool (SWAT) applications in Brazil: Challenges and prospects. **International Journal of Agricultural and Biological Engineering,** v. 8, no. 3, junho 2015.

BUENO, C. R. P.; STEIN, D. P. Potencial natural e antrópico de erosão na região de Brotas, Estado de São Paulo. **Acta Scientiarum Agronomy**, v. 26, n. 1, p. 1-5, 2004.

CAESB – Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal. Disponível em: <https://www.caesb.df.gov.br.> Visto em: 27 de novembro de 2020.

CASSOL, E. A.; DE LIMA, V. S. Erosão em entressulcos sob diferentes tipos de preparo de manejo do solo. **Pesquisa agropecuária brasileira,** v. 38, n. 1., p. 117-124, janeiro 2003.

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, H. M. L **Avaliação econômica e socioambiental do retorno do investimento da implantação do projeto produtor de água na bacia do ribeirão Pipiripau (DF/GO).** Relatório de consultoria preparado para o The Nature Conservancy do Brasil – TNC, contrato nº AFCS-BR 00293-2012, 2012.

COGO, N. P.; LEVIEN, R.; SCHWARZ, R. A. Perdas de solo e água por erosão hídrica influenciadas por métodos de preparo, classes de declividade e níveis de fertilidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, p. 743 – 753, 2003.

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

CROSSMAN, N. D. et al. A blueprint for mapping and modelling ecosystem services. **Ecosystem Services**, v. 4, p. 4-14, junho 2013.

DE MORAIS, J. O. Processos de assoreamento do Porto do Mucuripe. **Arquivos de Ciências do Mar**, v. 12, n. 2, p. 139-149, dezembro 1972.

DOUGLAS-MANKIN, K. R.; SRINIVASAN, R.; ARNOLD, J. G. Soil and Water Assessment Tool (SWAT) model: current developments and applications. **ASABE**, v. 53, ed. 5, p. 1423-1431, 2010.

ENGEL, S.; PAGIOLA, S.; WUNDER, S. Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues. **Ecological Economics**, v. 65, p. 663-674, fevereiro, 2008.

FARIAS, T. R. L. **Produção de sedimentos em bacias hidrográficas sob diferentes contextos geoambientais: medida e modelagem**. 2008. 126 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Ceará, 2008

FAO. World agriculture: towards 2015/2030. **Earthscan Publications**, Londres, p. 444. 2003.

FERRAZ, R. P. D; *et al*. Serviços Ecossistêmicos: relações com a agricultura. *In:* FERRAZ, R. P. D.; PRADO, R. B.; PARRON, L. M.; CAMPANHA, M. M. **Marco Referencial em Serviços Ecossistêmicos.** Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2019. p. 90-107.

FISHER, B.; TURNER, R. K.; MORLING, P. Defining and classifying ecosystem services for decision making. **Ecological Economics**, v. 68, p. 643-653, outubro 2008.

FUKUNAGA, D. C.; CECILIO, R. A.; ZANETTI, S. S.; OLIVEIRA, L. T.; CAIADO, M. A. C. Application of the SWAT hydrologic model to a tropical watershed at Brazil. **CATENA**, v. 125, p. 206-213, fevereiro 2015.

FUNBIO. Estado da arte de metodologias e ferramentas voluntárias de compensação pelo setor privado. Rio de Janeiro: Funbio, 72 p., 2014.

GARCIA, J. R.; ROMEIRO, A. R. Modelagem econômico-ecológica com o InVEST Model como subsídio para a implantação de esquemas de pagamentos por serviços ambientais (PSA's). *In*: Anais do XV ENANPUR, v. 15, n. 1, ST4 – 94. 2013.

GELUDA, L.; YOUNG, C. E. F. Pagamentos por serviços ecossistêmicos previstos na lei do SNUC – Teoria, potencialidades e relevância. *In:* Simpósio de Áreas Protegidas, III., p. 572-579, outubro 2005.

GUIMARÃES, R. Z.; LINGNAU, C.; RIZZI, N.; SCHEICHI, R.; BIANCHI, R. C. Espacialização da perda de solo por erosão laminar na microbacia do rio Campinas, Joinville SC. **Radega**, v. 23, p. 534 – 554, 2011.

HILLEL, D. Environmental Soil Physics. San Diego: Academic Press, 1998.

HONDA, E. A.; DURIGAN, G. A restauração de ecossistemas e a produção de água. Hoehnea, v. 44, no. 3. São Paulo, julho/setembro 2017.

IBASE. Água: Bem público em unidades de conservação. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Análises Sociais e Econômicas, julho 2006. p. 29.

LAFLEN, J. M.; LANE, L. J.; FOSTER, G. R. WEPP: A new generation of erosion prediction technology. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 46, ed. 1, p. 34-38, janeiro 1991.

LAHLOU, A. Environmental and socio-economic impacts of erosion and sedimentation in north Africa. **IAHS**, n; 269, julho 1996.

LIMA, J. E. F. W.; RAMOS, A. E. **A experiência do Projeto Produtor de Água na Bacia Hidrográfica do Ribeirão Pipiripau.** – Brasília, DF: ADASA, ANA, EMATER, WWF Brasil. 2018.

MACHADO, C. C., GARCIA, A. R., FONTES, E. S. e. MACHADO, A. (2003). Comparação de taxas de erosão em estradas florestais estimadas pelo modelo

WEPP (Water Erosion Prediction Project) modificado em relação a medições experimentais. **Revista Árvore**, vol.27, n.3, p. 295-300, maio/jun. 2003.

MAES, W. H.; HEUVELMANS, G.; MUYS, B. Assessment of land use impact on water-related ecosystem services capturing the integrated terrestrial-aquatic system. **Environmental Science & Technology**, v. 43, n. 19, p. 7324-7330, 2009.

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

MARQUEZ, J. R. G.; KRUEGER, T.; PAEZ, C. A.; RUIZ-AGUDELO, A.; BEJARANO, P.; MUTO, T.; ARJONA, F. Effectiveness of conservation áreas for protecting biodiversiy and Ecosystem services: a multi-criteria approach. **International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management**, v. 13, n. 1, p. 1-13, julho 2016.

MARTINS, C. R.; HAY, J. D. V.; VALLS, J. F. M.; LEITE, L. L.; HENRIQUES, R. P. B. Levantamento das gramíneas exóticas do Parque Nacional de Brasília, Distrito Federal, Brasil. **Natureza e Conservação**, v. 5, n. 2, p. 23-30, outubro 2007.

MARTÍNEZ-HARMS, M. J.; BALVANERA, P. Methods for mapping ecosystem service supply: a review. **International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management**, v. 8, p. 17-25, março 2012.

MATA, C. L.; JUNIOR, O. A. C.; CARVALHO, A. P. F.; GOMES, R. A. T.; MARTINS, E. S.; GUIMARÃES, R. F. Avaliação multitemporal da susceptibilidade erosiva na bacia do Rio Urucuia (MG) por meio da Equação Universal de Perda de Solos. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 8, n. 2, p. 57-71, janeiro 2007.

MEDEIROS, R. Evolução das tipologias e categorias de áreas protegidas no Brasil. **Ambiente & Sociedade**, v. 9, n. 1, jan./jun. 2006

MENDONÇA, L. P. C. **Influências da capacidade de disponibilização hídrica (do reservatório de Santa Maria) – Sistema de Abastecimento de Água Torto/Santa Maria – DF.** 153 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia). – Universidade de Brasília, 2020.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Washington: Island Press, 2005.

MINELLA, J. P. G.; MERTEN, G. H.; RUHOFF, A. L. Utilização de métodos de representação espacial para cálculo do fator topográfico na equação universal de perda de solo revisada em bacias hidrográficas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 4, p. 1455-1462, 2010.

NELSON, E.; MENDOZA, G.; REGETZ, J.; POLASKY, S.; TALLIS, H.; CAMERON, D. R.; CHAN, K. M.; DAILY, G. C.; GOLDESTEIN, J.; KAREIVA, P. M.; LONSDORF, E.; NAIDOO, R.; RICKETTS, T. H.; SHAW, M. R. Modelling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 7, p. 4-11, 2009.

PAGIOLA, S. Using PES to implement REDD. Latin America and Caribbean Sustainable Development Department World Bank. Washington: World Bank. Janeiro, 2011

PAGIOLA, S.; GLEHN, H. C. V.; TAFFARELLO, D. **Experiências de Pagamentos por Serviços Ambientais no Brasil**. Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo. 2013.

PALOMO, I.; MARTIN-LOPEZ, B.; ZORRILLA-MIRAS, P.; DEL AMO, D. G.; MONTES, C. Deliberativa mapping of Ecosystem services within and around Doñana National Park (SW Spain) in relation to land use change. **Regional Environmental Change**, v. 14, p. 237-251, 2014.

PEREIRA-SILVA, E. F. L.; PIRES, J. S. R.; HARDT, E.; DOS SANTOS, J. E.; FERREIRA, W. A. Avaliação da qualidade da água em microbacias hidrográficas de uma Unidade de Conservação do Nordeste do estado de São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 9, n. 3, p. 371-381, jul./set. 2011.

PINTO, D. B. F.; DA SILVA, A. M.; BESKOW, S.; DE MELLO, C. R.; COELHO, G. Application of the soil and water assessment tool (SWAT) for sediment transport simulation at a headwater watershed in Minas Gerais State, Brazil. **ASABE**, v. 56, no. 2, p. 697-709, 2013.

POWER, A. G. Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. Philosophical Transactions of the Royal Society B: biological sciences, v. 365, p. 2959-2971. Setembro, 2010.

RAMOS-SCHARRÓN, C. E.; MACDONALD, L. H. Measurement and prediction of natural and anthropogenic sediment sources, St. John, U.S. Virgin Islands. **CATENA,** v. 71, n. 2, p. 250-266, outubro 2007.

SHARP, R. et al. InVEST 3.8.9. User's Guide. The Natural Capital Project, Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy, World Wildlife Fund. 2020. Disponível em: https://storage.googleapis.com/releases.naturalcapitalproject.org/invest-userguide/latest/index.html#. Acesso em: 1 de outubro de 2020.

SHERROUSE, B. C.; CLEMENT, J. M.; SEMMENS, D. J. A GIS application for assessing, mapping, and quantifying the social values of ecosystem services. **Applied Geography**, v. 31, ed. 2, p. 748-760, abril 2011.

SILVA, R. L.; DE MARIA, ISABELLA, C. Erosão em sistema plantio direto: Influência do comprimento de rampa e da direção de semeadura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, n. 6, p. 554 -561, 2011.

SIMONETTI, V. C.; CUNHA E SILVA, D. C.; OLIVEIRA, R. A.; SABONARO, D. Z.; ROSA, A, H. Análise da susceptibilidade do solo a processos erosivos do Parque Natural Municial Corredores de Biodiversidade (PNMCBIO) de Sorocaba (SP). **Radega,** v. 44, p. 169 – 180, maio 2018.

SOUZA, S. M. V.; RICHTER, M.; DA COSTA, A. J. S. T. Unidades de conservação, serviços ambientais e o pagamento por serviços ambientais: uma análise a partir da REBIO Tinguá. **Espaço & Geografia**, v. 22, n. 1, p. 189-220, 2019.

VAL, L. A.; BAHIA, V. G.; FREIRE, J. C.; DIAS JUNIOR, M. S. Erosividade das chuvas em Lavras, MG. **Ciência & Prática**, v. 10, p. 199 – 209, 1986.

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

VILLA, F.; CERONI, M.; BAGSTAD, K.; JOHNSON, G. W. ARIES (Artificial Intelligence for Ecosystem Services): A new tool for ecosystem services assessment, planning, and valuation. BioEcon, janeiro 2009.

YADAV, V.; MALANSON, G. Modelling impacts of erosion and deposition on soil organic carbon in the Big Creek Basin of southern Illinois. **Geomorphology**, n. 106, n. 3-4, p. 304-314, maio 2009.