



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO DO SUL

MURILO M. ARIMA

PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIAS AMBIENTAIS

**PERDA DE SOLO E PRODUÇÃO DE SEDIMENTO
APLICADO A BACIA DO RIO COXIM**

Campo Grande
2021

MURILO M. ARIMA

**PERDA DE SOLO E PRODUÇÃO DE SEDIMENTO
APLICADO A BACIA DO RIO COXIM**

Trabalho de Pós-Graduação apresentado como pré-requisito para a conclusão do Curso de Tecnologias Ambientais, da Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul, elaborado sob a orientação do Prof. Dr. Fábio Veríssimo Gonçalves

Campo Grande
2021

AGRADECIMENTOS

A minha esposa, Viviane, por todo carinho, paciência e compreensão que teve comigo durante toda essa jornada, sem você, eu não chegaria onde cheguei. E eu queria ter palavras suficientes para dizer o quanto você é essencial na minha vida.

Aos meus pais, a minha irmã e meu cunhado, que sempre estão ao meu lado, seja nos momentos felizes ou tristes, agradeço o suporte que disponibilizaram a mim até aqui e que me incentivaram nos momentos difíceis e compreenderam a minha ausência enquanto eu me dedicava à realização deste trabalho..

Ao meu querido orientador Prof. Dr. Fábio Veríssimo Gonçalves, pessoa a qual admiro e viso como exemplo, porque mesmo em meio a tantas dificuldades, me estendeu a mão e se dispôs a me erguer.

Agradeço aos queridos Professores da Faculdade de Engenharias, Arquitetura e Urbanismo e Geografia da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, por todos os ensinamentos, sabedoria e amizade durante esse percurso.

Aos amigos do PGTA, PGRN e do Ministério Público Estadual, que sempre estiveram ao meu lado, pela amizade incondicional e pelo apoio demonstrado ao longo de todo o período em que me dediquei a este trabalho.

À Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, essencial no meu processo de formação profissional, pela dedicação, e por tudo o que aprendi ao longo dos anos do curso.

Ao CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico), pela bolsa de estudos e auxílio financeiro que possibilitou a dedicação integral ao programa de pós-graduação.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Categorias dos Serviços Ecosistêmicos	14
Figura 2: Erosão laminar	18
Figura 3: Erosão em sulcos	19
Figura 4: Erosão em canais	19
Figura 5: Exemplo de salpicamento ocasionado pela Erosão Hídrica	20
Figura 6: Delimitação da área de estudo	25
Figura 7: Abordagem conceitual proposta por Borselli et al. (2008), utilizada no modelo de exportação de sedimentos.	27
Figura 8: Modelo Digital de Elevação da bacia do rio Coxim	30
Figura 9: Uso e cobertura do solo da bacia do rio Coxim.....	31
Figura 10: Perda de solo (segundo a RUSLE) na bacia do rio Coxim dividido por região	35

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Parâmetros e dados de entrada utilizados no modelo de exportação de sedimentos. ...	29
Tabela 2: Índice de erodibilidade dos solos na bacia do rio Coxim.....	33
Tabela 3: Fatores C e P adotados para cada classe de uso e cobertura no solo da bacia.....	34

LISTA DE EQUAÇÕES

Equação (1) Equação Universal de Perda de Solo Revisada.....	27
Equação (2) Equação do Modelo de Exportação de Sedimentos - SDR.....	27
Equação (3) Equação da Carga Total de Sedimento no pixel	28
Equação (4) Equação de Perda de Solo por pixel	28
Equação (5) Equação da taxa de sedimento exportado	28
Equação (6) Equação do Índice de Declive ou Aclive Pixel a Pixel.....	29
Equação (7) Cálculo da Erosividade pelo método da Energia Cinética	32
Equação (8) Cálculo do Índice de Erosividade de uma Tempestade	32
Equação (9) Cálculo do Fator Médio Anual.....	32

RESUMO

Atualmente, por conta da evolução da tecnologia, o ser humano passou a possuir ferramentas que o auxiliam a compreender a natureza e o mundo ao entorno. Dentre as possibilidades trazidas por estas ferramentas tecnológicas, é possível citar a investigação das bacias hidrográficas e suas respectivas dinâmicas de funcionamento, sendo este um dos principais pontos do presente trabalho. Para a investigação de bacias hidrográficas, um dos principais *softwares* existentes é o InVEST. A partir do que foi exposto, o objetivo geral é a apresentação de um modelo hidrossedimentológico aplicado à bacia do Rio Coxim. O presente trabalho se justifica por conta dos problemas de perda de solo enfrentados ao longo da bacia, sendo necessária a realização de um prognóstico para que as futuras intervenções ecossistêmicas no local sejam realizadas com mais precisão, economizando tempo e recursos. A partir da revisão bibliográfica, embora tenha sido encontrada uma abundância de trabalhos acerca do *software InVEST*, não foram encontrados muitos estudos ecossistêmicos acerca do problema de perda de solo na bacia do Rio Coxim, sendo este um dos primeiros e principais trabalhos acerca dos problemas ecológicos enfrentados na respectiva área. Para o desenvolvimento da pesquisa, foram utilizados dados de entrada elaborados em trabalhos prévios acerca da região do estudo, sendo coletados dados referentes à erosividade da chuva, erodibilidade do solo e os Fatores C e P referentes ao local de estudo. Os resultados indicam uma grande perda de solo nas regiões nordeste e sul da Bacia, que respectivamente correspondem às cidades de Costa Rica e São Gabriel do Oeste, sendo estes os principais pontos que devem sofrer intervenção para evitar o agravamento de problemas ecológicos na bacia do Rio Coxim.

Palavras-Chave: Serviços ecossistêmicos, perda de solo, produção de sedimento, Bacia do Paraguai

ABSTRACT

Currently, due to the evolution of technology, human beings have tools of an investigative nature that help them to understand nature and the surrounding world. Among the possibilities brought by these technological tools, it is possible to mention the investigation of hydrographic basins and their respective dynamics of operation, which is one of the main points of the present work. For the investigation of watersheds, one of the main software developed so far is the InVEST software. From what has been exposed, the main objective of the present work is the presentation of a hydrosedimentological model applied to the Coxim River basin. The present work is justified because of the retention problems faced along the basin, being necessary to carry out a prognosis so that future ecosystem interventions in the place are carried out with more precision, saving time and resources. From the bibliographic review, although an abundance of works about the InVEST software was found, not many ecosystem studies were found about the retention problem in the Coxim River basin, which is one of the first and main works on the ecological problems faced in the region. respective area. For the development of the research, input data elaborated in previous works about the study region were used, being collected data referring to the rain erosivity, soil erodibility and the C and P Factors referring to the study site. The results showed a great retention of soil in the northeast and south regions of the Basin, which respectively correspond to the cities of Costa Rica and São Gabriel do Oeste, being these the main points that must undergo intervention to avoid the aggravation of ecological problems in the river basin. Cushion. From the results, it is possible to conclude that the InVEST software is still a great source of research, since the full usability of the application has not yet been fully explored, precisely pointing out the basin locations that have the highest sediment retention pixel by pixel. .

Keywords: Ecosystem services, soil loss, sediment production, Paraguay Basin.

1 INTRODUÇÃO

De acordo com Costa (2003), o processo erosivo é um fenômeno que ocorre de maneira natural. Segundo o autor, este processo nada mais é do que a remoção e transporte de uma determinada massa de solo de um local para deposição em outros locais, contribuindo para a formação geográfica do local. O solo transportado é caracterizado pelo termo “sedimento”. A erosão e a sedimentação ocorrem pelas interferências da natureza, como a influência do ar, do calor e da água. Além disso, as características geológicas do local também irão determinar o curso do processo erosivo. Características como facilidade de desagregação do sedimento junto com a declividade e uso do solo podem acelerar ou desacelerar o processo erosivo.

Todavia, embora a sedimentação se torne de um processo natural, os fenômenos erosivos podem trazer danos sociais e ecológicos. Em casos de interferência humana, os danos podem ser ainda mais catastróficos, promovendo a infertilidade do solo e da hidrografia local. De acordo com Correa (2005), é comum que o processo de sedimentação seja consequência da perda de camadas férteis de solo e pode causar o assoreamento dos rios, impactando negativamente os recursos hídricos.

O presente estudo possui como principal campo de análise o Rio Coxim, o afluente da margem esquerda do rio Taquari. De acordo com Guimarães (2000), o Taquari possui uma extensão de 801 km, possuindo uma bacia que possui o volume hidrográfico superior a 65.000 km². O Taquari, segundo o autor supracitado, é um dos maiores afluentes do rio Paraguai junto com as nascentes principais no Planalto Central de Mato Grosso, possuindo cerca de 900m de altitude. Quanto à sua disposição geográfica, a maior parte da bacia se localiza no Mato Grosso do Sul, com o restante se distribuindo ao longo dos estados de Mato Grosso e Goiás.

O Rio Taquari possui o rio Coxim como seu principal afluente. De acordo com Galdino et al. (2003), a região do rio Coxim sofre um grande problema de sedimentação, recebendo uma grande enxurrada de sedimentos que são resultados das ações que ocorrem no planalto da bacia do Alto Taquari. De acordo com Galdino et al. (2003), um dos principais fatores que promovem o processo de hidrossedimentação são de ordem geológica. A região possui uma formação geológica com um baixo grau de resistência à erosão, possuindo uma grande predisposição à processos erosivos pluviais por conta das características intrínsecas do relevo e do solo. Assim, a região supradita possui solos

arenosos profundos e sem relevos que possuem um alto potencial erosivo. As ações antrópicas do local contribuem ainda mais com o processo de transporte de sedimentos que escoam até a planície. A partir disto, o trabalho se justifica por conta do grande problema ecológico relativo aos assoreamentos dos rios, sendo este concomitantemente o problema de pesquisa a ser resolvido.

A partir do que foi exposto, o trabalho possui como principal objetivo apresentar um modelo hidrossedimentológico aplicado à bacia do Rio Coxim. Para atingir os objetivos do estudo, será utilizado o modelo *InVEST Sediment Delivery Ratio* (SDR). O *InVEST*, de acordo com Hamel (2015), se trata de um modelo integrado de valorações dos serviços ecossistêmicos e suas perdas e ganhos para taxa de transferência de sedimentos. O supradito programa se baseia em cerca de 30 informações geográficas, assimiladas como dados de entrada *raster* que auxiliam na análise de diversas variáveis, como o solo, clima, topografia, cobertura do solo e uso. A partir disto, o modelo consegue estimar a perda do solo, a taxa de transferência de sedimentos e a quantidade de retenção de sedimentos para cada pixel que os dados matriciais contêm.

O SDR é um modelo espacialmente explícito que trabalha na resolução espacial da matriz de entrada do modelo digital de elevação (*Digital Elevation Model* - DEM). Para cada célula, o modelo calcula a quantidade de sedimentos erodidos, e então, a Taxa de Entrega de Sedimento, que é a proporção de perda de solo que realmente atinge os rios. Esta abordagem foi proposta por Borselli *et al.* (2008) e recebeu crescente interesse nos últimos anos (Cavalli *et al.*, 2013; Tarquini & Nannipieri, 2017).

Logo então, a partir da utilização o *InVEST*, é possível se obter um breve diagnóstico da área estudada, já que o aplicativo mostra em *pixels* os pontos que apresentam maior retenção de sedimentos no local de estudo. Essa funcionalidade do aplicativo é de grande utilidade por que ela restringe a área de estudo para os locais que realmente importam, assim, no momento de realizar as ações cabíveis para a resolução do assoreamento da área, a equipe de intervenção já irá saber de antemão quais os locais certos que precisam ser tratados para evitar maiores problemas na área, sendo esta a principal justificativa do trabalho.

1.2 OBJETIVO GERAL

Apresentar um modelo hidrossedimentológico aplicado à bacia do Rio Coxim;

1.2.1 Objetivos Específicos

Demonstrar os serviços ecossistêmicos e o seu modo de funcionamento;

Apontar as principais características da erosão hídrica;

Dissertar acerca dos dados de entrada que devem ser utilizados para o funcionamento do *InVEST*

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

No estudo do ecossistema e do meio ambiente, é necessário entender os processos e interações de determinada área ou região no objetivo de analisar os fatores envolvidos, e fazer previsões analisando cada unidade do sistema ecológico, bem como sua integração com o meio ambiente, esse estudo é denominado de “serviço ecossistêmico”. No entanto, os ecossistemas não funcionam de maneira isolada, e atuam de maneira complexa e conjunta em cada região, de modo que não são somente inclusos ou partes de sistemas maiores, mas sim sobrepostos, interconectados e interagem uns com os outros (TANSLEY, 1935). Entretanto, são necessárias maiores explicações acerca do que se trata o termo “ecossistema” para saber o que são os serviços ecossistêmicos.

2.1 ECOSSISTEMA E SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS

De acordo com Kato (2016), o termo ecossistema foi utilizado pela primeira vez no ano de 1935 pelo botânico inglês Arthur George Tansley. Quando o referido estudioso criou o termo, ele possuía como principal objetivo enfatizar a integração dos diversos fatores bióticos e abióticos que estão envolvidos e articulados dentro de um mesmo local. Assim, Tansley definiu o termo ecossistema como a unidade da organização biológica composta por todos os organismos dentro de uma determinada área (KATO, 2016).

O ecossistema, de acordo com Odum (1969), é modificado através da interação dos organismos dentro da área, gerando mudanças no fluxo de energia, que por sua vez, geram alterações na estrutura trófica do local e no ciclo material do respectivo sistema. Destarte, o estudo do ecossistema possui como objetivo compreender todos os processos e interações que ocorrem em uma determinada área. Para isto, se leva principalmente em consideração os diversos fatores que atuam naquele determinado local, já que os ecossistemas possuem comportamentos que atuam de maneira não linear. Assim, não é possível prever ou compreender o comportamento de um ecossistema com total exatidão caso não se estude todos os fatores que atuam sobre ele (ANDRADE, 2009).

Com base no que foi exposto, é possível depreender que a partir da não linearidade dos ecossistemas, não é possível compreender o funcionamento deles somando os fatores de maneira individual. Isto acontece principalmente por quê cada elemento de um

ecossistema atua de maneira diferente sobre o outro: eles podem ser sobrepostos, divergentes e/ou interconectados, possuindo intersecções entre si.

De acordo com Tansley (1935), a atuação antrópica modifica os ecossistemas, se inserindo entre eles. Assim, o ser humano pode atuar tanto como um fator externo quanto como um fator intrínseco nos ecossistemas. As mudanças realizadas pelo ser humano podem possuir tanto impactos positivos quanto negativos, dependendo da sua atuação.

Teeb (2010) afirma que em 2001, foram realizados diversos estudos, que foram encomendados por Kofi Annan, que na época era o secretário geral das Nações Unidas. Os estudos foram desenvolvidos em conjunto com outras instituições ambientais, visando analisar a atuação do ser humano em relação às mudanças dos ecossistemas. Os estudos foram concluídos em 2005, divulgados no relatório *Ecosystems and Human Well-Being: synthesis* (MEA, 2005). O termo “serviços ecossistêmicos” teve a sua gênese no referido relatório.

De acordo com Teeb (2010), a partir do relatório, é possível compreender que os serviços ecossistêmicos são interferências positivas no ecossistema realizado pelos seres humanos, transformando os recursos naturais em um fluxo de serviços e bens essenciais. Para que os benefícios possam surgir, é necessário que haja a articulação e equilíbrio dos efeitos positivos e negativos que resultam da interferência humana. Assim, nota-se que os serviços ecossistêmicos ocorrem dentro de uma lógica dinâmica.

Teeb (2010) afirma que embora o termo “serviços ecossistêmicos” pareça ser um processo que ocorre de maneira tecnicista e metodológica, eles na verdade possuem grandes determinações culturais. Isto acontece porque a interferência no ecossistema irá depender das carências e necessidades da comunidade local. Logo então, a utilidade do ecossistema referente às necessidades humanas varia de acordo com a população: cada população tem seu próprio conceito acerca do que é útil e do que é inútil.

Quanto à caracterização dos serviços ecossistêmicos, isto irá depender substancialmente da complexidade da atuação do ser humano no referido ecossistema. É possível ir desde a purificação da água e a produção do mel até interferências mais complexas, como por exemplo, a manutenção genética de um ecossistema e suas respectivas consequências na saúde humana (TEEB, 2010). Assim, nota-se que existe uma dinâmica complexa acerca dos ecossistemas e dos seus respectivos resultados.

Segundo o *Millenium Ecosystem Assentment*, ou Avaliação Ecossistêmica do Milênio (MEA, 2005), é possível dividir os serviços ecossistêmicos em quatro categorias,

que são, a saber: suporte, provisão, regulação e cultura (figura 1):

Figura 1: Categorias dos Serviços Ecossistêmicos



Fonte: (ADAPTADO DE MEA, 2005)

Analisando as categorias elencadas pela MEA (2005), os serviços de suporte seriam processos de longo prazo, como modificações e análises na estrutura do solo, por exemplo. A finalidade dos serviços de suporte, de acordo com Andrade (2008), seria a manutenção dos sistemas para ela manter o suporte à vida, seja ela humana ou animal.

Os serviços de provisão, por sua vez, seriam serviços relativos à produção, como água, comida, combustível ou outros tipos de bens (ANDRADE, 2008). Os serviços de regulação seriam referentes a intervenções regulatórias no ecossistema, como análise e controle da erosão ou manutenção na qualidade do ar. Por fim, os serviços culturais seriam os que possuem finalidades estética, como a manutenção de um local para o lazer ou para costumes locais/culturais (ANDRADE, 2008).

2.2 PRINCIPAIS MODELOS ECOSSISTÊMICOS

Os serviços ecossistêmicos, por conta das grandes evoluções técnicas e tecnológicas que aconteceram durante os últimos anos, também sofreram vários saltos tecnológicos. De acordo com Fichino (2014), os serviços ecossistêmicos atuais contam com a utilização de diversas técnicas de modelagem e de análise que permitem analisar determinadas áreas com uma maior exatidão e precisão quantitativa. Atualmente, os modelos de serviço ecossistêmico trabalham a partir de duas bases: a relação entre o manejo de solo e a provisão de serviços e a modelagem dos serviços ecossistêmicos.

Bennet et al. (2013) afirma que por conta da evolução tecnológica surgiram diversos tipos de modelos de análise que podem ser utilizados dentro do contexto ecossistêmico. De maneira geral, não é possível realizar uma diferenciação qualitativa entre os modelos, já que cada um deles possuem diferentes particularidades e finalidades que visam medir e representar o comportamento de um determinado ecossistema.

Golmohammadi et al. (2014), coadunando com o autor supracitado anteriormente, afirma que os modelos são grandes ferramentas para se obter uma maior compreensão acerca do modo como as atividades naturais e as atividades humanas podem impactar o ecossistema. Para isto, os modelos analisam diversas variáveis dentro do ecossistema, como o uso do solo, os processos hidrológicos, a erosão do solo, a subsuperfície hídrica, dentre outros fatores.

Segundo Azevedo (2017), além de todos os benefícios elencados anteriormente, os modelos também auxiliam na detecção e constatação de *tradeoffs* existentes entre a conversão de áreas naturais, a provisão de serviços ecossistêmicos das áreas convertidas e adjacentes, além de poder analisar o uso dos recursos naturais dentro de uma escala quantitativa. Todas as informações fornecidas pelos modelos permitem com que os estudiosos possam realizar um planejamento adequado das bacias hidrográficas e dos recursos naturais de um determinado ecossistema.

Além de todas as utilidades supraditas, Azevedo (2017) afirma que os modelos também possuem uma utilidade social e política que é tão importante quanto a utilidade sustentável. Para o autor, as análises realizadas pelos modelos são utilíssimas em detectar ecossistemas valiosos, analisando os determinados serviços que podem ser realizados dentro de um ecossistema. Coadunando com a afirmativa anterior, Mães et al. (2012) explica que as informações acerca dos ecossistemas são essenciais para resoluções e

discussões políticas, realizando-se um equilíbrio entre a sustentabilidade e a utilização de recursos.

Assim, nota-se que as ferramentas de mensuração espacial e os serviços ecossistêmicos são ferramentas fundamentais para a compreensão dos ecossistemas, possibilitando uma tomada de decisões políticas e sociais com uma maior exatidão e acurácia. A FUNBIO (2014) cita que os principais modelos de georreferenciamento mais utilizados atualmente são quatro: o *InVEST*, MIMES, ARIES e EcoMetrix.

No presente trabalho, o modelo *InVEST* foi utilizado por que, como foi elencado anteriormente, ele conta com cerca de 30 Sistemas de Informações Geográficas, possuindo uma maior exatidão na realização de análises.

2.2.1 Softwares ecossistêmicos existentes

2.2.1.1 MIMES

O MIMES (Multiscale Integrated Model of Ecosystem Services) é um software responsável por prever cenários possíveis, simulando as relações entre sistemas humanos e naturais específicas para o ambiente de estudo. Através do MIMES, é possível modelar as relações ecológicas, e seus serviços ecossistêmicos, integrando-as com as atividades humanas. Com a previsão de cenários no modelo, seus diferentes trade-offs associados podem ser melhor avaliados (BOUMANS et al., 2015).

A estrutura do MIMES segue a estrutura original do GUMBO, sendo composto pelas cinco esferas e também incluindo o capital natural, humano, social e manufaturado. O avanço em relação à sua versão anterior está na construção do conceito de “locações” que dá a dinâmica espacial não presente no GUMBO. Os serviços ecossistêmicos estão na interface entre as esferas do capital natural e a antroposfera, onde são avaliados de acordo com sua contribuição para a produção econômica e para o bem-estar humano. A estrutura MIMES pode ser usada para representar um modelo espacialmente explícito (múltiplas “locações”), onde as trocas existentes entre as locações podem ser codificadas para representar não apenas os fluxos de água, ar e indivíduos, mas também a difusão de espécies (Boumans; Costanza, 2007). A característica multi-escalar do modelo MIMES representa um grande avanço para os modelos econômico-ecológicos, uma vez que vários usuários poderão utilizá-lo em variadas escalas (escala global, para todo o ecossistema terrestre, ou para escalas regionais, como em bacias hidrográficas) utilizando uma mesma

estrutura multilocacional. Além do mais, o componente de mudanças do uso do solo (Land Use Change Model), um submodelo localizado dentro da biosfera, permite conhecer as trajetórias de vários serviços ecossistêmicos ao longo de mudanças nos usos agrícola (agricultura, florestas, pastagens, usos antrópicos, etc.) e o impactos que alterações nos fluxos de serviços ecossistêmicos sobre a produção econômica e o bem-estar humano. Em última instância, este submodelo apontará para as “escassezes” dos serviços ecossistêmicos em diferente cenários, auxiliando no planejamento da dinâmica de mudança na cobertura dos ecossistemas terrestres.

2.2.1.2 *ARIES*

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

2.2.1.3 *ECOMETRIX*

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).

2.3 PROCESSO EROSIVO

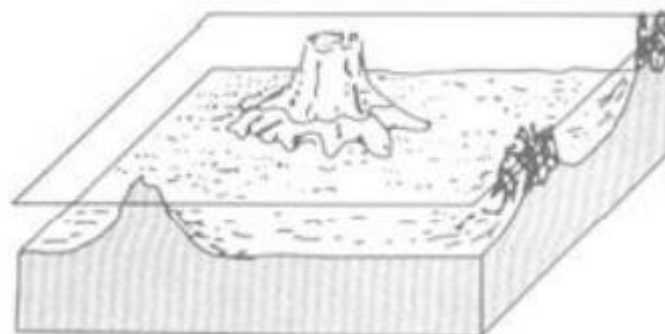
O processo erosivo, de acordo com o que afirma Carvalho (1994), se trata da desintegração natural do solo, também recebendo o nome de “sedimentação”. De acordo com o autor supracitado, a erosão do solo, além de causar a desagregação dele, também causa o deslocamento do material desagregado para outros locais próximos ao local de sedimentação. Quanto às causas, a erosão do solo pode ocorrer por conta de uma série de elementos diferentes, sendo divididos em fatores naturais (clima, geologia, vegetação, hidrografia, relevo, etc.) e fatores artificiais ou antrópicos (atuação humana).

De maneira generalizada, tratando-se de regiões que possuem o clima predominantemente tropical, possuindo índices pluviométricos maiores em comparação com outros padrões climáticos, Guerra et al. (1999) afirma que a sedimentação e erosão ocorre principalmente por conta do volume de chuva que é absorvido pelo solo. Além dos fatores supracitados, um elemento que deve ser levado em consideração são as concentrações de chuva que geralmente ocorrem em determinadas épocas do ano. Quando há um grande volume de chuva em um curto espaço de tempo, os efeitos de erosão podem ser maiores (GUERRA et al., 1999).

Dentre os vários tipos de erosão citados anteriormente, o presente trabalho possui como principal foco de interesse a erosão hídrica, ou hidrossedimentação. Segundo Hillel (1998), a erosão hídrica pode ser classificada da seguinte maneira:

- Erosão laminar: de acordo com o autor, a erosão laminar, como o próprio nome sugere, ocorre de maneira laminar e relativamente uniforme nas camadas mais superficiais do solo, transportando uma camada de sedimentos uniformemente distribuídas ao longo da superfície (figura 2):

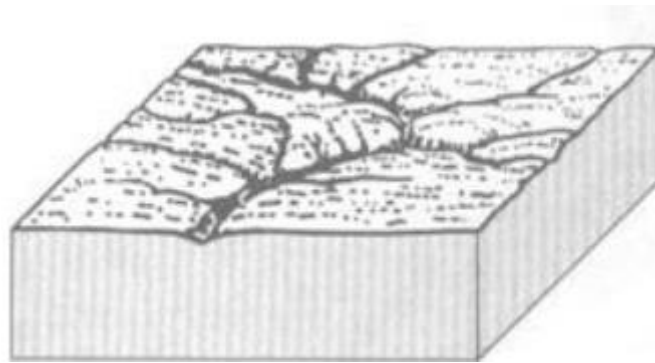
Figura 2: Erosão laminar



Fonte: (HILLEL, 1998).

- Erosão em sulcos: a erosão em sulcos, por sua vez, acontece quando a sedimentação ocorre através de canais de enxurrada que se movem para baixo. A partir disso, o fluxo de água se concentra em determinados locais por conta das disformidades do solo e do local. Por conta da concentração da água, há uma escavação da superfície, que criam “sulcos”, isto é, fendas e canais bem delineados (figura 3):

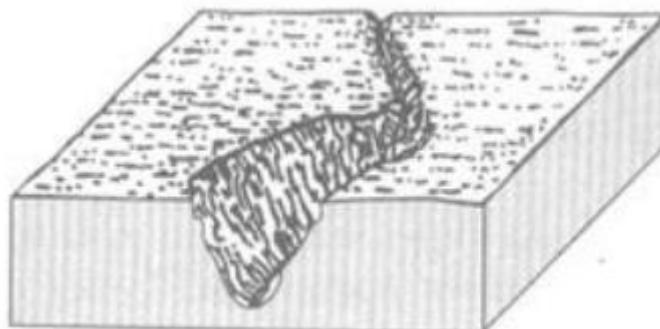
Figura 3: Erosão em sulcos



Fonte: (HILLEL, 1998).

- Erosão em canais: Seguindo a classificação de erosões, as erosões em canais seriam um estágio mais avançado da erosão em sulcos. Segundo Hillel (1998), as erosões em canais acontecem quando os sulcos de erosão expandem de tamanho, se transformando em canais. Esta erosão, diferente das outras, apresenta um maior transporte de sedimentos por conta das dimensões dos canais e da velocidade do fluxo de água (figura 4):

Figura 4: Erosão em canais



Fonte: (HILLEL, 1998).

2.3.1 Conceitos específicos acerca da Erosão Hídrica

Segundo Agassi (1996), a erosão hídrica acontece majoritariamente por conta da interação da chuva com o solo. O produto final dessa interação são os processos de transporte de sedimentos, de desagregação e de deposição do solo. De acordo com Guerra et al. (1999), quando se trata da erosão hídrica, a previsão de catástrofes acontece principalmente pela detecção do índice pluviométrico da chuva, que de maneira geral, determina a quantidade de sedimentos que sofrerão erosão. Souza e Pires (2003) afirmam que a erosão hídrica ocorre através do salpicamento causado pelo impacto das gotas de chuva ao solo.

A partir do momento em que o solo não consegue mais absorver o volume de água, o excesso de água não absorvida parte para outros lugares carregando consigo volumes de sedimentos (figura 5):

Figura 5: Exemplo de salpicamento ocasionado pela Erosão Hídrica



Fonte: (HILLEL, 1998).

2.3.2 Fatores hídricos que influenciam o processo erosivo

De acordo com Azevedo (2017), a erosão hídrica não acontece de maneira unívoca. Ao contrário disto, o resultado final da erosão irá depender de uma série de elementos topográficos e climáticos, como por exemplo: capacidade de absorção hídrica do solo, volume de chuva, volume vegetal, propriedades do solo, etc. Quando se trata do estudo da erosão hídrica, Hildebrand (2001) afirma que o estudo dos fatores elencados é imprescindível para avaliar com exatidão o processo de erosão. Segundo Tucci (2004), o termo “infiltração” se trata da movimentação exógena da água para as camadas subsuperficiais do solo. A infiltração, para o autor supracitado, é um dos fatores cruciais

para compreender o processo dinâmico da erosão hídrica.

A água, na medida em que percorre o meio exterior para o interior do solo, causa o umedecimento dele, alterando o perfil de umidade do solo de maneira progressiva. Assim, quando o solo apresenta um alto índice de umidade, há uma tendência de que toda a água absorvida sature o solo. Azevedo (2017) afirma que, naturalmente, a superfície é um dos primeiros níveis a saturarem.

Tratando em termos quantitativos, o índice de infiltração pode ser quantificado através do volume de água por unidade de área. Segundo Agassi (1996), este índice geralmente é alto no início do processo de infiltração por conta do índice de secura do solo.

2.4 A FORMAÇÃO DE SEDIMENTOS EM BACIAS HIDROGRÁFICAS

Nas bacias hidrográficas, conforme comentado anteriormente, os sedimentos podem ser gerados por vários meios diferentes, desde ações naturais até intervenções antrópicas. Todavia, segundo Ramos-Scharrón e McDonald (2007), o processo de formação de sedimentos costuma apresentar maiores impactos ambientais quando os seus meios de formação são antrópicos, já que nos meios naturais a taxa de erosão costuma apresentar baixo impacto.

No contexto brasileiro, por conta da grande vastidão hidrográfica apresentada pelo solo, a preocupação com as fontes de produção de sedimentos nas bacias hidrográficas está crescendo progressivamente, culminando em vários estudos e outros métodos de análise. Todavia, por conta dos problemas ambientais terem se tornado palco de discussão nas últimas décadas, os estudos acerca das mudanças ambientais estão ocorrendo por todo o planeta.

Um estudo conduzido por Ziegler et al. (2004) realizado em uma bacia florestal no norte da Tailândia aponta que a formação sedimentária em vias não pavimentadas e em campos agrícolas apontou que as vias são responsáveis por pelo menos 120 Mg Ha^{-1} por ano de sedimentos, enquanto os campos agrícolas produzem apenas 9 Mg Ha^{-1} de sedimentos.

Observando estudos e outros experimentos conduzidos por autores, nota-se que a formação de sedimentos em bacias hidrográficas pode possuir uma gama multivariada de fatores. Tais fatores dependem das circunstâncias locais do ambiente em que cada bacia

hidrográfica se localiza. Um estudo de Minella (2003) identificou as principais fontes de sedimento em uma bacia hidrográfica rural em Arvorezinha (Rio Grande do Sul). Para a realização do estudo, o autor se utilizou de métodos estatísticos multivariados (*fingerprinting approach*), constatando que os poteiros constituem 77,9% dos sedimentos que estão suspensos nos rios, enquanto as vias pavimentadas e as lavouras produzem, respectivamente 21,3% e 0,8% dos sedimentos.

Minella (2003) afirma que, embora os métodos estatísticos tenham relatado que a maior parte dos sedimentos são produzidos pelos poteiros, na observação empírica realizada durante o estudo foi constatado que as principais fontes de sedimentos de fato provinham das vias não pavimentadas e as lavouras.

Deste modo, conforme elencado por Tiechier et al. (2014), no estudo da sedimentação das bacias hidrográficas, é interessante que na pesquisa seja realizado uma análise das principais fontes de sedimentação. De acordo com os autores, o conhecimento das fontes pode aumentar a exatidão dos métodos de análise utilizados. O estudo conduzido pelos autores supracitados, realizado no município Cabeceira (Rio Grande do Sul), constatou que o plantio em nível, as áreas de lavoura e os sistemas de manejo potencializaram a sedimentação dessas áreas quando havia excesso de chuva.

2.4.1 Tolerância à perda de solo

Dentre as variáveis necessárias para se compreender o processo da formação de sedimentos nas bacias hidrográficas, a tolerância à perda do solo, de acordo com Verheijen et al. (2009), é uma das principais. De acordo com os autores, a tolerância à perda do solo se trata de um valor de erosão que possibilite a manutenção mínima das atividades de funções produtivas do solo. Dito de outro modo, a tolerância à perda do solo é uma taxa compatível com um determinado valor variável.

Assim, a formação de sedimentos e a análise de risco à erosão dependem destas duas variáveis: a tolerância à perda do solo e a perda do solo em si. De acordo com Chaves (2010), cada região possui uma tolerância diferente, sendo valores que variam de local para local. Por conta desta variabilidade, diversos estudos foram conduzidos em solo brasileiro para se compreender qual a tolerância à perda do solo no Brasil. Lombardini Neto e Bertoni (1975), em um estudo realizado em cidades do interior de São Paulo, estabeleceram os valores de 4,5 a 13,4 Mg Ha⁻¹ para solos com horizontes B textural e os

valores de 9,6 a 15,0 Mg Ha⁻¹ para solos com horizontes B latossólico.

Posteriormente, os autores Bertol e Almeida (2000) conduziram estudos para estabelecer a tolerância de perda do solo por erosão hídrica em 73 perfis de solo. Os estudos foram conduzidos em municípios ao redor de Santa Catarina, sendo que os perfis de solo foram agrupados entre 19 classes diferentes.

No estudo dos autores, os valores de tolerância de perda do solo variaram entre 0,15 a 1,16 mm·ano⁻¹. Os valores variam entre o método utilizado para a análise e o tipo de solo analisado.

Outro estudo conduzido por Mannigel et al. (2002) teve o objetivo de realizar uma mensuração da erodibilidade e tolerância à perda do solo em São Paulo. Para a realização do estudo, os autores utilizaram o Sistema Brasileiro de classificação de Solos de 1999. O respectivo sistema possui informações de 25 perfis de solos. No cálculo realizado pelos autores supracitados, os valores variaram entre 14,7 t ha⁻¹ ano⁻¹ para neossolos e 3 t ha⁻¹ ano⁻¹ para argissolos.

Oka-fiori et al. (2004), por sua vez, montaram um mapa demonstrando o limite de tolerância à perda de solos a fim de identificar áreas de risco no sul do país. Os autores partiram da hipótese de que os solos do sul estavam sendo inadequadamente utilizados entre os períodos de 1985 e 1996. Foi concluído pelos autores que as perdas de solo estavam acima do aceitável, chegando a cerca de 5,43% no ano de 1996.

Oliveira et al. (2008) conduziram um estudo importantíssimo para compreender os diferentes níveis de tolerância entre os latossolos e os luvisolos. O estudo foi conduzido em municípios no estado da Paraíba, constatando-se que os latossolos possuem maiores valores de tolerância em comparação com os luvisolos. A diferença de tolerância entre os respectivos solos se dá por conta da variação de características entre um solo e outro.

De acordo com Azevedo (2017), um dos principais parâmetros utilizados para determinar a tolerância à perda do solo foi elaborado pela FAO (1965), que estabeleceu o valor de 12,5 t·ha⁻¹·ano⁻¹ para solos bem drenados, profundos e permeáveis. Todavia, mesmo que um determinado tipo de solo apresente altos valores de tolerância, Lombardi Neto e Bertoni (1975) afirma que a intervenção antrópica deve ser comedida, já que a erodibilidade não é a única variável que um solo possui. Neste ínterim, devem haver limites nas técnicas de conservação de solo que são adotadas ao se manejar um determinado tipo de solo.

Além dos valores indicados pela FAO, também é possível estipular valores para a tolerância da perda de solo através da Equação Universal de Perda de Solo (USLE). De acordo com Skidmore (1982), essa equação é utilizada para testar a eficácia de diferentes sistemas de manejo em um mesmo solo. Assim, a técnica de manejo utilizada deve resultar em perdas de solo menores que o limite tolerável, mitigando o processo de erosão.

Chaves (2010), buscando compreender as consequências que um sistema de manejo traria caso ele causasse perdas de solo acima do limite tolerável, conduziu um estudo se utilizado da gleba de estudo original (isto é, sem estrutura conservacionista) junto com a introdução da estrutura (terraços). O estudo do autor constatou a porcentagem de 46,2% de falha no sistema no estudo original e a porcentagem de 12% para a situação de introdução na estrutura.

Logo então, a partir de tudo o que foi descrito, existem diversas maneiras de se mensurar e estudar os valores de tolerância à perda do solo, verificando práticas que sejam adequadas à tolerância do mesmo. Conforme se observou, a tolerância à perda do solo é de suma importância para compreender as consequências geradas pela formação de sedimentos nas bacias hidrográficas.

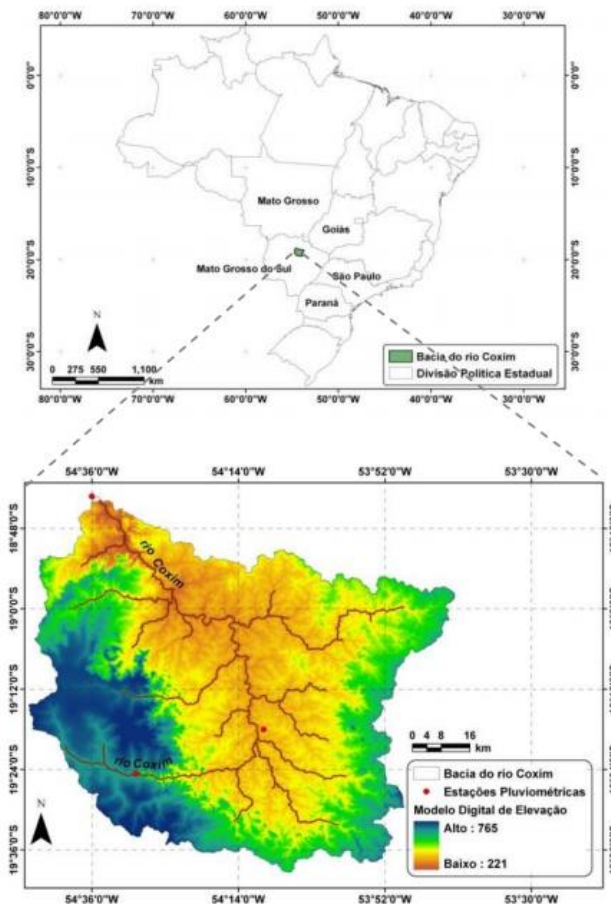
Portanto, o estudo dos limites de tolerância à perda do solo é algo de extrema importância para avaliar com exatidão quais impactos podem ser gerados decorrentes dos processos erosivos, estimando também a efetividade dos métodos utilizados para se conservar o solo.

3 MATERIAL E MÉTODO

3.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A região em estudo no presente trabalho é definida através da bacia do rio Coxim, que está situada no estado de Mato Grosso do Sul. A bacia abarca fragmentos dos municípios de Rio Verde de Mato Grosso, Camapuã e São Gabriel do Oeste, localizado na região na faixa central do continente sul-americano, no bioma Pantanal. Segundo Nicácio et al. (2009), o rio Coxim é o principal afluente do rio Taquari, sendo simultaneamente um dos principais rios da região pantaneira. O município de São Gabriel do Oeste, que possui maior parte de sua área territorial dentro da bacia hidrográfica do rio Coxim, apresentou um processo de ocupação regional em velocidade exponencial. A figura 6 aponta a localização da área de estudo:

Figura 6: Delimitação da área de estudo



Fonte: (NICÁCIO et al., 2009)

De acordo com Vieira et al. (2004), o regime de chuvas na bacia do rio Coxim é predominantemente sub-tropical úmido de acordo com a classificação de Köppen, apresentando um valor anual que varia entre 800-1.200 mm de chuva. Quanto à divisão temporal do clima, a bacia do rio Coxim apresenta dois períodos predominantes: o período chuvoso e o período seco. O período chuvoso vai de outubro à março, período onde ocorre pelo menos 80% do quantitativo anual de chuva. O período seco, por sua vez, corresponde entre os meses de Abril à Setembro (VIEIRA et al., 2004).

Quanto à temperatura média anual do ar, o valor médio é de 25,5°C, com a variação mínima de 20°C e variação máxima de 32°C. A temperatura máxima absoluta pode ultrapassar 40°C entre os meses de setembro e janeiro, com as mínimas absolutas (entre maio e agosto) podendo chegar a valores abaixo de 10°C. A partir disto, nota-se que a bacia do rio Coxim apresenta estações do ano bem definidas (VIEIRA et al., 2004).

Quanto à geologia e geomorfologia do local, a bacia do rio Coxim apresenta uma depressão interior que é drenada pela bacia do Rio Taquari e os seus afluentes (rio Piquiri,

ribeirão Figueirão e ribeirão Camapuã). De acordo com Vieira et al. (2004), a depressão parece ter a sua origem relacionada à grande incidência de falhas, proporcionando uma maior eficácia e rigorosidade dos processos erosivos. A associação de grande volume de enxurrada e situações específicas de terreno, relativas tanto à pedologia e quanto à litologia, promovem o deslocamento de grandes massas de solo e a formação de cavidades de grande extensão e profundidade denominadas voçorocas.

Vieira et al. (2004) apontam que a bacia do Rio Coxim nasce na área mais elevada dentro do Planalto Maracaju (Campo Grande), também conhecida como Chapada de São Gabriel.

3.2 MODELO InVEST (Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs)

O Modelo InVEST SDR (Sediment Delivery Ratio), dentre as principais ferramentas de apoio aos serviços ecossistêmicos, se caracteriza pela sua simplicidade e aplicabilidade à Gestão Ambiental. Foi desenvolvido como parte do “Projeto Capital Natural”, uma parceria entre Universidade de Stanford, *The Nature Conservancy* (TNC) e *World Wildlife Fund* (WWF), e muitas outras instituições com o objetivo de avaliar os benefícios e *tradeoffs* dos serviços ecossistêmicos sob uma variedade de cenários e para auxiliar a inclusão desses serviços no processo de tomada de decisão (DENNEDY-FRANK et al., 2016).

De acordo com Sharp et al., (2016), o modelo InVEST proporciona ferramentas para se quantificar, mapear e avaliar os benefícios gerados pelos sistemas terrestres. Entre eles, podemos citar: i) armazenamento e sequestro de carbono: regulamento climático; ii) retenção de nutrientes: purificação de água; iii) retenção de sedimentos: dragagem evitada e purificação de água; iv) abundância do polinizador: polinização.

De acordo com a Natural Capital Project (2017), o modelo consegue realizar esta análise através da computação do quantitativo de sedimentos erodidos. Para isto, ele se utiliza da equação da RUSLE, realizando o cálculo de proporção de perda do solo que atinge o exutório da bacia a partir da estimativa de um valor de sedimento transportado.

A RUSLE quando aplicada ao InVEST representa a quantidade de perda de solo anual em cada pixel estudado em t.ha/ano, e sua formulação é dada pela Equação Universal de Perda de Solo Revisada (RUSLE 1):

$$A = R * K * LS * C * P \quad (1)$$

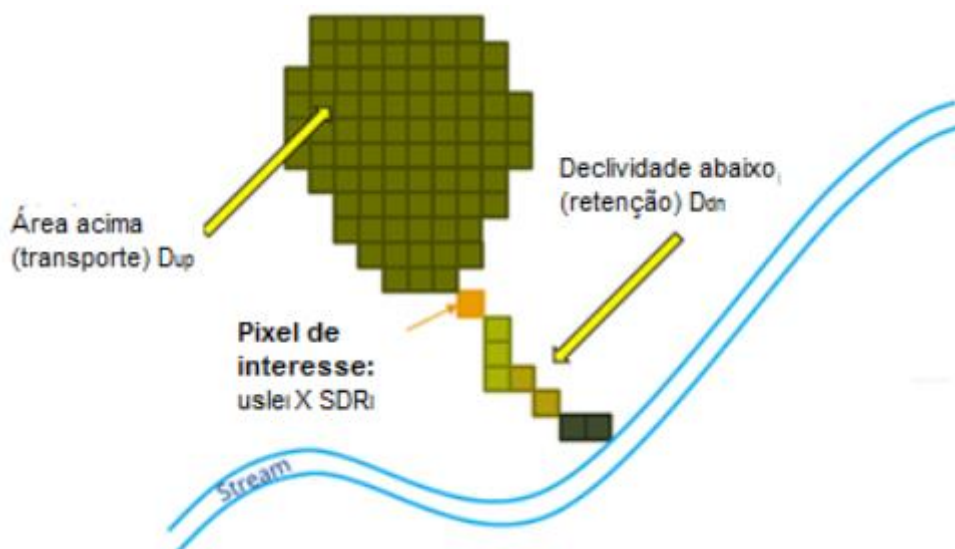
Em que: A é a perda média de solo por unidade de área (t.ha/ano); R é o fator de erosividade da chuva (MJ.mm/(ha.h)); K é o fator de erodibilidade do solo (t.ha.h/(MJ.ha.mm)); LS é o fator topográfico (sem dimensão); C é o fator de uso e manejo do solo (sem dimensão) e P é o fator de prática conservacionista (sem dimensão).

3.2.1 Submodelo de exportação de sedimentos (*Sediment Delivery Ratio model – SDR*)

Quanto ao modelo sedimentológico escolhido, optou-se pela utilização do modelo de exportação de sedimentos (*Sediment delivery model – SDR*). O SDR, dentro do presente trabalho, teve como principal finalidade a mensuração e estimativa da erosão total e o aporte de sedimentos presentes na bacia de estudo. A partir disso, o modelo escolhido se baseia principalmente nas propostas desenvolvidas nos ensaios de Borselli et al. (2008), presentes na equação 2 e exemplificado na figura 10:

$$\text{Total exportado} = \sum_{\text{pixe } i} \text{usle}_i \times \text{SDR}_i \quad (2)$$

Figura 7: Abordagem conceitual proposta por Borselli et al. (2008), utilizada no modelo de exportação de sedimentos.



Fonte: (SHARP et al. 2016)

Deste modo, o modelo escolhido tem a capacidade de mensurar tanto o sedimento erodido (dado por $usle$ na equação 3 quanto o sedimento exportado (dado pelo SDR_i), que nada mais é do que a proporção de perda do solo que alcança o exutório das bacias. A carga de sedimento no pixel, por sua vez, é dado pelo elemento E_i presente na equação 3:

$$E_i = usle_i \times SDR_i \quad (3)$$

A equação de perda de solo ($usle_i$) é calculada através da fórmula a seguir (equação 4):

$$usle_i = R \times K \times LS \times C \times P \quad (4)$$

Na equação acima, em que R é a erosividade da chuva (dada em $MJ \cdot mm \cdot ha^{-1} \cdot h^{-1}$); K é a erodibilidade do solo (dada em $t \cdot ha \cdot h \cdot MJ^{-1} \cdot ha^{-1} \cdot mm^{-1}$); LS é o fator de gradiente de declividade, C é o fator de uso e manejo do solo e P é o fator de práticas conservacionistas (RENARD et al., 1997). O fator de gradiente de declividade é calculado através do método de Desmet e Govers (1996), desenvolvido para aplicação em superfícies de duas dimensões.

A equação da taxa de sedimento exportado foi proposta nos ensaios de Vigiak et al. (2012), apontada na equação a seguir (equação 5):

$$SDR_i = \frac{SDR_{max}}{1 + \exp\left(\frac{IC_0 - IC_i}{k}\right)} \quad (5)$$

Em que SDR_{max} é o SDR teórico máximo, ajustado para um valor médio de 0,8 (VIGIAK et al., 2012), e IC_0 e k são parâmetros de calibração que definem a forma da relação $SDR-IC$ (função crescente).

Os valores de IC definidos como índices de calibração topográfica apontados na equação acima foram propostos pelos autores Borselli et al. (2008). Os autores

desenvolveram os valores com a finalidade de reproduzir o transporte do sedimento no escoamento superficial. Logo então, o índice modela a exportação ou retenção do sedimento pixel a pixel baseado na relação entre as declividades dos pixels vizinhos, dada pela Equação 6:

$$IC_i = \log_{10} \frac{D_{up}}{D_{dn}} \quad (6)$$

Onde D_{up} é a declividade do pixel acima e D_{dn} é a declividade do pixel abaixo.

3.2.2 Parâmetros e dados de entrada do modelo de exportação de sedimentos

Quanto aos parâmetros utilizados para os dados de entrada, os dados foram convertidos para os formatos *shape file* e *raster* (30m de resolução espacial). Para a efetivação do modelo de exportação de sedimentos, são necessárias algumas informações geográficas de entrada, como por exemplo: delimitação da bacia de contribuição; uso e cobertura do solo; modelo digital de elevação (MDE); erosividade da chuva e erodibilidade do solo.

Os dados tabulares para a efetivação do modelo, por sua vez, são os fatores C e P, que são dados condicionados pelo uso e cobertura do solo. A tabela 1 aponta a fonte dos dados e os seus respectivos formatos:

Tabela 1: Parâmetros e dados de entrada utilizados no modelo de exportação de sedimentos.

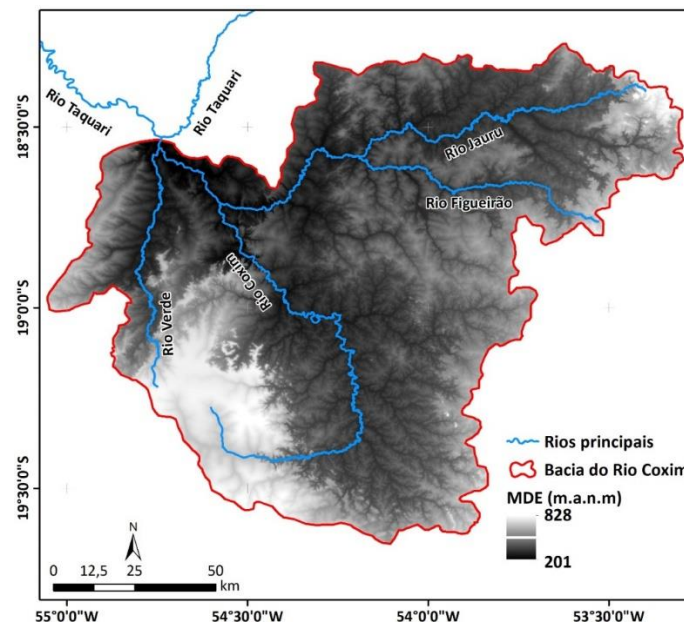
Dados	Formato do dado	Fonte
Delimitação das bacias de contribuição	<i>Shapefile</i>	Elaborado pelo autor
MDE	<i>Raster</i> (30 m)	Elaborado pelo autor
Uso e Cobertura do solo	<i>Raster</i> (30 m)	MapBiomias
Erosividade da Chuva (R)	<i>Raster</i> (30 m)	Almagro et al. (2017)
Erodibilidade do Solo (K)	<i>Raster</i> (30m)	Godoi et al. (2021)
Fator C	Tabela	Oliveira et. Al (2015)
Fator P	Tabela	Elaborado pelo autor

Fonte: (o autor)

3.2.2.1. Modelo Digital de Elevação (MDE)

O modelo digital de elevação foi gerado através do recorte da bacia de contribuição sobre o modelo digital de elevação das imagens de satélite SRTM retiradas do site da USGS (figura 13):

Figura 8: Modelo Digital de Elevação da bacia do rio Coxim

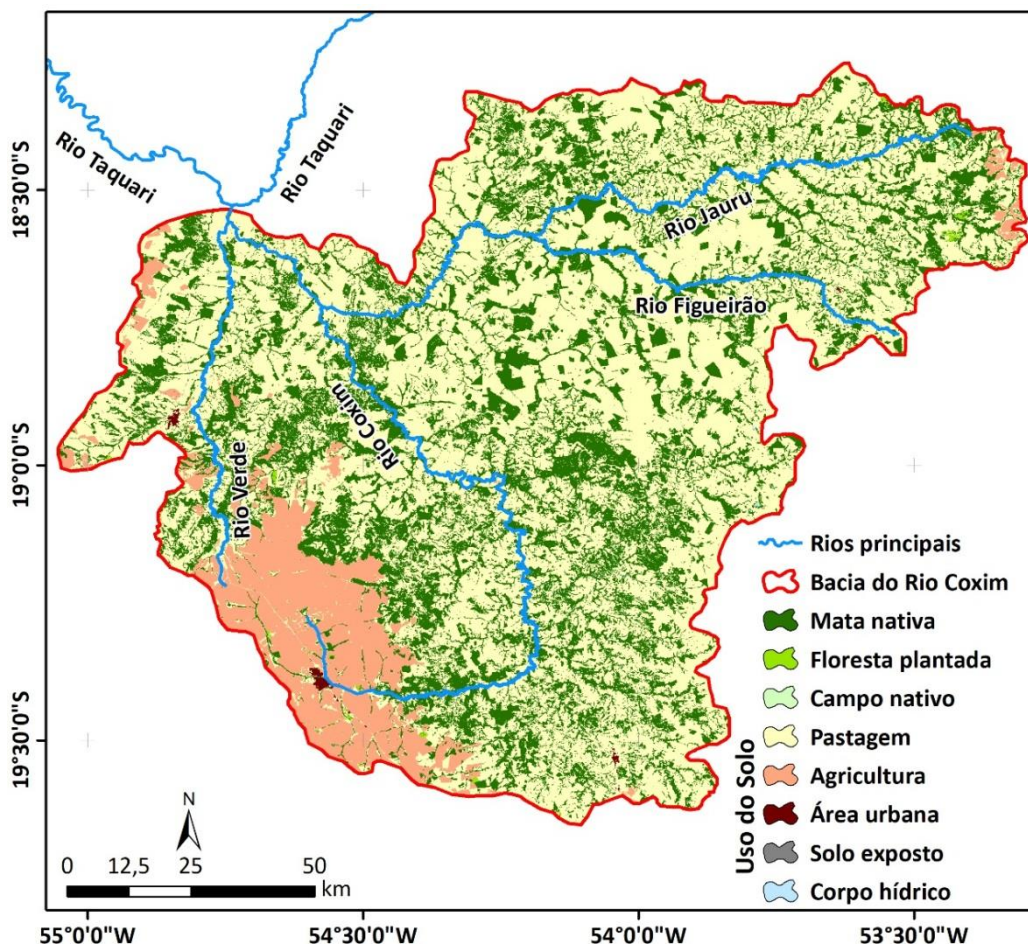


Fonte: (o autor)

3.2.2.2 Uso e Cobertura do Solo

Assim como o modelo digital de elevação, o mapa de uso e cobertura do solo foi disponibilizado através do site MapBiomas. O uso e cobertura apontado corresponde ao ano de 2019, apresentando como classes: mata nativa; floresta plantada; campo nativo; pastagem; agricultura; área urbana; solo exposto; corpo hídrico. A figura 14 apresenta o uso e cobertura do solo da bacia do rio Coxim:

Figura 9: Uso e cobertura do solo da bacia do rio Coxim



Fonte: (MAPBIOMAS, 2019).

Atualmente, por conta do desenvolvimento acelerado e rápida ocupação territorial, surgiram diversos sulcos e marcas na superfície terrestre causadas por ações antrópicas.

Segundo Leite e Rosa (2012), o uso e cobertura da terra é a informação mais acessível numa imagem de satélite, permitindo visualização e identificação direta dos elementos que estão geograficamente representados no mapa.

3.2.2.3 Erosividade da Chuva (R)

Quanto à erosividade da chuva, foi levado em consideração os cálculos realizados pelos autores Almagro et al. (2017). De acordo com os autores elencados, o índice de erosividade da chuva (dado pelo termo EI_{30}), é determinado através de eventos climáticos chuvosos que podem ser caracterizados como erosivos. Almagro et al. (2017) elencam que para que uma chuva possa ser considerada “erosiva”, segundo os autores, ela deve

possuir uma profundidade maior do que 12.5 mm ou uma frequência de 6.25mm à cada 15 minutos.

A erosividade é analisada em segmentos de chuva de intensidades parecidas através do cálculo da energia cinética. Esta proposta de cálculo foi elaborada pelos autores Wischmeier e Smith (1978), presente na equação 7:

$$e = 0.119 + 0.0873 \log_{10} i \quad (7)$$

Na equação acima, e representa a energia cinética, (dada em MJ ha⁻¹ mm⁻¹); i representa a intensidade média da chuva durante um determinado período de tempo (dado em mm h⁻¹). O valor de energia obtido (e) deve ser multiplicado pela quantidade de chuva que caiu no período de tempo pesquisado. A partir da multiplicação, é possível obter a quantidade de energia cinética do segmento calculado. A energia cinética total da chuva (dada por E_{ct}) é obtida através da soma da energia cinética de todos os segmentos. Assim, de acordo com Almagro et al. (2017), o índice de erosividade de uma tempestade (EI_{30}), é resultado do produto da intensidade máxima de chuva em um período de 30 minutos (I_{30}) consecutivos e a energia cinética calculada. A partir disto, é possível obter a seguinte equação (equação 8):

$$EI_{30} = E_{ct} I_{30} \quad (8)$$

Na equação acima, EI_{30} é o índice de erosividade da chuva calculado em uma tempestade individual (dado em MJmm ha⁻¹ h⁻¹); E_{ct} é a quantidade de energia cinética total da chuva (dado em MJ ha⁻¹); e I_{30} , conforme comentado anteriormente, é a intensidade máxima de chuva em um período de 30 minutos.

Após este cálculo, também é necessário se levar em consideração o fator R médio anual, dado pela equação abaixo (equação 9):

$$R = \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n \sum_{k=1}^{m_j} (EI_{30})_k \quad (9)$$

De acordo com Almagro et al. (2017), a equação acima nada mais é do que a média anual das somas das tempestades individuais (EI_{30}), isto é, o índice de erosividade das chuvas individuais que aconteceram ao longo do ano.

O estudo de Almagro et al. (2017) adotou o recorte temporal do ano de 1980-2013.

A partir dos cálculos, os autores obtiveram valores entre $9,192 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ à $9,816 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

3.2.2.5 Erodibilidade do solo (K)

Quanto à erodibilidade do solo, o trabalho utilizou os valores obtidos na pesquisa de Mannigel et al. (2008) (tabela 2):

Tabela 2: Índice de erodibilidade dos solos na bacia do rio Coxim

Classificação dos Solos	K (t·ha·h·MJ⁻¹·há⁻¹·mm⁻¹)
Argissolos Vermelhos	0,0228
Argissolos vermelhos-amarelo	0,0466
Cambissolos	0,0254-0,0441
Chernossolos	0,0309
Espodossolos	0,3267
Gleissolos Háplicos	0,0044
Latossolos amarelos	0,0570
Latossolos vermelhos	0,0061-0,0263
Latossolos vermelhos-amarelo	0,0112
Neossolos litólicos	0,0196
Neossolos quartzarênicos	0,1448
Neossolos regolíticos	0,1238
Nitossolos	0,0081-0,0355
Organossolos	0,0317
Outros	0,0317
Plintossolos	0,0170
Vertissolos	0,0400

Fonte: (Mannigel et al., 2008)

A erodibilidade constitui-se na integração de processos que regulam a chuva durante o contato com o solo, e a sua resistência referente a degradação de partículas e movimento destas, indicando o possível grau de erosão em relação as propriedades do solo.

Sendo assim, o cálculo da erodibilidade do solo constitui se no fator de maior custo e morosidade, principalmente no Brasil, devido sua diversidade edáfica (DENARDIN, 1990). Diante deste fato, vários autores desenvolveram modelos visando

a estimativa da erodibilidade do solo de maneira indireta como Wischmeier et al (1971), que não mostrou adequado quando aplicados aos solos tropicais, Denardin (1990) e Lima et al (1990), desenvolveram e adaptaram um modelo para região tropical, o qual não tem-se mostrado adequados devido a heterogeneidade do comportamento dos solos tropicais em face do processo erosivo (SILVA et al, 1994).

Os métodos mais utilizados para a determinação da erodibilidade do solo são basicamente três maneiras diferentes. A primeira é a determinação do fator K em condições de campo, sob chuva natural. O segundo baseia-se na quantificação do fator K em razão das perdas de solo e do fator erosividade sob condições de chuva simulada. O terceiro baseia-se em regressões múltiplas que contenham como variáveis independentes atributos morfológicos, físicos, químicos e mineralógicos do solo.

3.3.3.6 Fatores C e P

Os Fatores C e P utilizados no presente trabalho também foram obtidos da pesquisa realizada por Oliveira et al. (2015) (tabela 3):

Tabela 3: Fatores C e P adotados para cada classe de uso e cobertura no solo da bacia

Classe de uso e cobertura	Fator C	Fator P
Mata Nativa	0.020	1
Floresta plantada	0.140	1
Campo Nativo	0.010	1
Pastagem	0.019	1
Agricultura	0.14	1
Área Urbana	0.023	1
Solo exposto	0.013	1
Corpo Hídrico	0	1

Fonte: (OLIVEIRA et al., 2015)

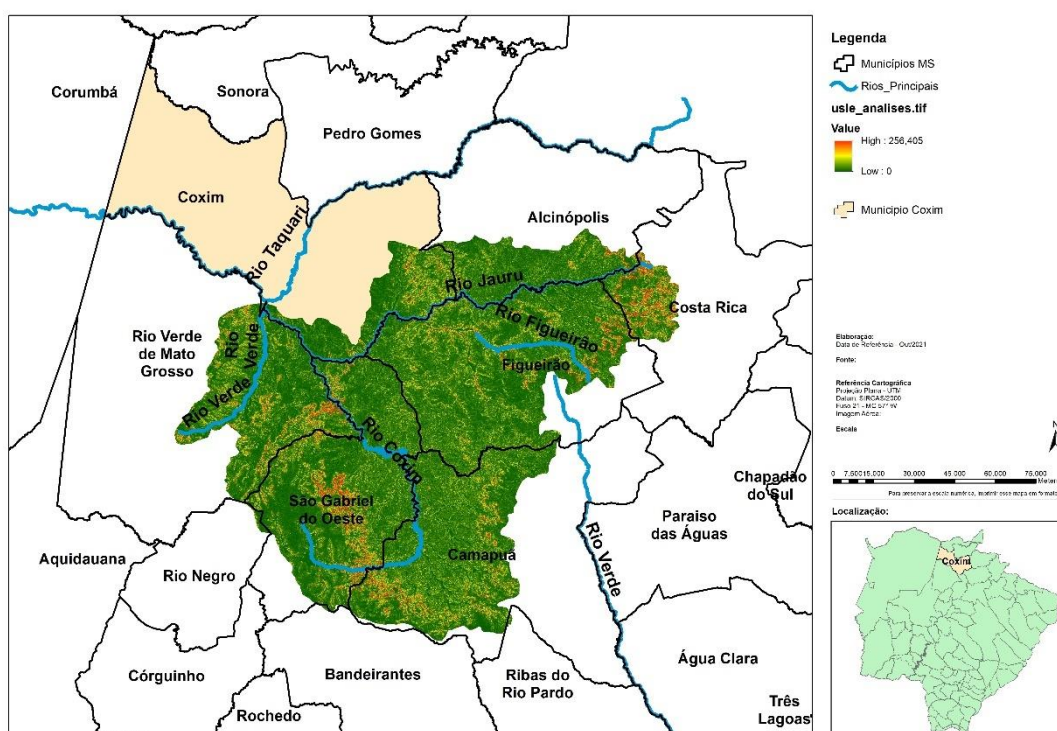
O Fator C, também chamado de Fator Cobertura Vegetal, constitui-se na razão entre as perdas de solo que ocorrem quando o solo recebe uma dada cobertura e manejo e as perdas que ocorrem quando este mesmo solo está descoberto (WISCHMEIER e SMITH, 1978). O Fator C envolve também o manejo, incluindo combinações de cobertura vegetal, sequência de cultivos, estágio fenológico (BERTONI e LOBARDI NETO, 2010).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

No presente trabalho, o aplicativo foi utilizado para a realização de um breve prognóstico da bacia do Rio Coxim. Por conta deste fator, tanto a calibração quanto a validação não foi realizada *in loco*. Foram utilizados dados e informações fidedignas de outros autores que já foram previamente expostos no capítulo anterior. Além disso, por conta do objetivo de o trabalho ser a realização deste prognóstico, foram utilizadas equações próprias do modelo *InVEST*.

Após a etapa inserção dos dados de entrada realizou-se a avaliação dos dados. Conforme apresentado na figura 15, a bacia do rio Coxim apresentou um acúmulo de perda de solo até o leito do rio (por meio da equação da USLE) de até 256 ton/pixel (onde o pixel equivale a 900m²). Conforme é possível visualizar no mapa, as áreas que apresentaram a maior perda de solo estão localizadas na região nordeste da bacia (Costa Rica), ao sul (Camapuã e São Gabriel do Oeste) e ao oeste (Rio Verde do Mato Grosso) que apresentaram quantidades mais expressivas de perda de solo.

Figura 10: Perda de solo (segundo a RUSLE) na bacia do rio Coxim dividido por região



Fonte: (O autor)

Além do que foi informado quanto à calibração do modelo, o presente trabalho também não possuiu a necessidade de trabalhar os valores R^2 . Por conta da ausência de equações específicas, não foi necessária a mensuração da acurácia do modelo. Todavia, Carvalho (2014) e Nunes de Azevedo (2017) relatam que mesmo em simulações onde foram utilizadas equações específicas para a região, a maioria dos resultados obtidos foram subestimados, não refletindo a realidade da bacia de delimitação que fora estudada.

5. CONCLUSÃO

Os processos erosivos são naturais ao meio ambiente, e ocorrem quando há remoção de uma massa de solo de um local, seu transporte e conseqüente deposição em outros locais. No entanto, principalmente, quando esses processos são intensificados pela ação humana, há grandes prejuízos ao solo, e as regiões onde o mesmo se localiza. Logo, este trabalho teve como objetivo abordar um modelo de sedimentação denominado InVEST SDR, sendo apresentado as principais definições relacionadas a compreensão do modelo e os dados necessários para sua aplicabilidade.

Os resultados indicam as principais localidades geográficas atribuídas a alta sedimentação da Bacia do Rio Coxim. Então a partir de uma análise dessas informações é possível intervenções ao longo da bacia. Dessa forma observa-se que a modelagem facilita a tomada de decisões dos gestores da bacia hidrográfica, principalmente no que tange a sua importância ambiental e permite uma melhor administração de recursos para a minimização dos impactos do desprendimento de sedimentos na bacia que provocam a destruição da fauna e flora do Cerrado Brasileiro.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGASSI, M. Soil erosion, conservation and rehabilitation. M Dekker, New york, 402 p., 1996.

ALMAGRO, A.; OLIVEIRA, P. T. S.; NEARING, M. A.; HAGEMANN, S. Projected climate change impacts in rainfall erosivity over Brazil. Scientific reports, v. 7, n. 1, p. 8130, 2017.

ANDRADE, D. C.; ROMEIRO, A. R. Capital natural, serviços ecossistêmicos e sistema econômico: rumo a uma 'Economia dos Ecossistemas'. Campinas: Instituto de Economia, Unicamp, 2009.

AZEVEDO, L. M. N. D. Calibração, validação e aplicação do modelo invest para a estimativa de benefícios aos serviços ecossistêmico na bacia do Ribeirão Pipiripau (DF/GO). Monografia. Universidade de Brasília. 2017.

BENNETT, N D.; et al. Characterising performance of environmental models. Environmental Modelling & Software. Environmental Modelling & Software, v. 40 p 1 - 20, 2013.

BERTOL, I. & ALMEIDA, J.A. Tolerância de perda do solo por erosão para os principais solos do estado de Santa Catarina. R. Bras. Ci. Solo, 24:657-668, 2000.

BERTONI, J & LOMBARDI NETO, F. L. Conservação do solo. São Paulo. Ícone. 5a Edição. 2005. 355p.

BHAGAT, V. Agriculture water balance of micro-watershed using GIS techniques. Journal of Earth Science Research, v. 2, 1, p. 1-12 , 2014.

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

CARVALHO, F.C, CRUZ, E.S. DA, PINTO, M.F., SILVA, L.D.B., GUERRA, J.G.M.. Características da chuva e perdas por erosão sob diferentes práticas de manejo do solo. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola Ambiental, v.13, n.1, 3-9p. 2009.

CARVALHO, N. O. Hidrossedimentologia Prática. CPRM, Rio de Janeiro, 372 p. 1994.

CARVALHO, S. M. & STIPP, N. A. F. Contribuição ao estudo do Balanço Hídrico no estado do Paraná: uma proposta de classificação qualitativa. Geografia - Revista do

Departamento de Geociências - v.13, n.1 jan/jun, 2004 (revista eletrônica).

CAVALLI, M., TREVISANI, S., COMITI, F., MARCHI, L. Geomorphometric assessment of spatial sediment connectivity in small Alpine catchments. *Geomorphology* 188, 31–41. 2013.

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

CLICKGEO, CURSO DE TECNOLOGIAS. Minicurso de Delimitação de Bacia Hidrográfica. 2015. Disponível em: < <https://www.clickgeo.com.br/minicurso-delimitacao-bacia-hidrografica/>> Acesso em: 31 de out. 2021.

COSTA, J. Dicionário rural do Brasil. Rio de Janeiro: Campos, 2003.

DENARDIN, J. E. Erodibilidade de solo estimada por meio de parâmetros físicos e químicos. 1990. 81 f. Tese (Doutorado em Agronomia - Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1990.

DENNEDY-FRANK, P. J.; MUENICH, R. L.; CHAUBEY, I.; ZIV, G. Comparing two tools for ecosystem service assessments regarding water resources decisions. *Journal of Environmental Management*, v. 177, n. April, p. 331–340, 2016.

DESMET, P.J.J., GOVERS, G., A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. *Journal of Soil and Water Conservation*, v. 51, p. 427–433, 1996.

FICHINO, S. B. Trade-off entre serviços ecossistêmicos de provisão, suporte e regulação em Floresta de Araucária. Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, Departamento de Ecologia, 2014.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. Soil Erosion by water: some measures for its control on cultivated lands. Rome: FAO, 1965. 284p.

FUNBIO, 2014. Estado da arte de metodologias e ferramentas voluntárias de compensação pelo setor privado. Bruna Stein Ciasca. Rio de Janeiro.

GALDINO, S.; RISSO, A.; SORIANO, B. M. A.; VIEIRA, L. M.; POTT, A.; PADOVANI, C. R.; MELO, E. C.; ALMEIDA JUNIOR, N. de. Perdas de solo na bacia do alto Taquari. Corumbá: Embrapa Pantanal, 2003.

GOLMOHAMMADI, G.; PRASHER, S.; MADANI, A.; RUDRA, R. Evaluating Three Hydrological Distributed Watershed Models: MIKE-SHE, APEX, SWAT. *Hydrology*, v. 1, p.20-39; 2014.

GUERRA, A. J. T., SILVA, A. S. d e BOTELHO, R. G. M. Erosão e conservação dos solos : conceitos, temas e aplicações Bertrand Brasil, Rio de janeiro, 339 p, 1999.

GUERRA, A., et al. The importance of Legal Reserves for protecting the Pantanal biome and preventing agricultural losses. *Journal of environmental Management*. 2020. Disponível em: < <https://www.iis-rio.org/wp-content/uploads/2020/01/Guerra2020.pdf>>. Acesso em: 08 de ago. 2021.

HAMEL, P. et al. A New Approach to Modeling the Sediment Retention Service (InVEST 3.0): Case Study of the Cape Fear Catchment, North Carolina, USA. *Science of The Total Environment*, v. 524–525, 2015

HILDEBRAND, E. Avaliação econômica dos benefícios gerados pelos parques urbanos: estudo de caso em Curitiba, PR. 137 p. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) - Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2001.

HILLEL, D. *Environmental soil physics*. Academic Press, San Diego, p.771. 1998.

KATO, D. S.; MARTINS, L. A. C. P. A “SOCIOLOGIA DAS PLANTAS”: Arthur George Tansley e o conceito de ecossistema (1935). *Filosofia e História da Biologia*, São Paulo, v.11, n.2, p. 189-202, 2016.

KOBIYAMA, M.; CHAFFE, P. L. B.; NETTO, A. O. A. Manejo de bacias hidrográficas na produção de água. 2014. p 579-598.

LEITE, E.F.; ROSA, R. ANÁLISE DO USO, OCUPAÇÃO E COBERTURA DA TERRA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO FORMIGA, TOCANTINS. Disponível em: <http://www.observatorium.ig.ufu.br/pdfs/4edicao/n12/05.pdf>. Acesso em: 01/11/2020.

LOMBARDI NETO, F.; BERTONI, J. Tolerância de perdas de terras para solos do Estado de São Paulo. Campinas: Instituto Agrônômico, 1975.

MÃES, J. G.; et al. Mapping ecosystem services for policy support and decision making in the European Union. *Ecosystem Services*, v. 1, p. 31–39, 2012.

MANNIGEL, A.R.; CARVALHO, M.P.; MORETI, D. E 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.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. Ecosystems and human well-being: global assessment reports. Washington, DC: Island Press, 2005.

MINELLA, J. P. G. Identificação de Fontes de Produção de Sedimentos em uma pequena Bacia Rural, Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, 2003.

NICÁCIO, R.M.; ARAUJO, L.L.; GONZAGA, E.P. LIBOS, M.I.P.C. & OLIVEIRA, M.L.T. Relação NDVI e precipitação na bacia do rio Coxim – MS. Revista Geografia, Rio Claro, v. 34, n. especial, p. 667-680, 2009.

ODUM, E.P. The strategy of ecosystem development. Science (Washington DC), v. 164, p. 262- 270, Abr. 1969.

OKA-FIORI, C., PIO FIORI, A., HASUI. Y. Tolerância de perdas de solo na bacia do Rio Itiquira, Mato Grosso, Brasil. Boletim Paranaense de Geociências, n. 54, p. 83-99, 2004.

OLIVEIRA, F.P.;SANTOS,D.; SILVA M.L.N. Tolerância de Perda de Solo por Erosão para o Estado da Paraíba. Revista de Biologia e Ciências da Terra, João Pessoa, v.8, n.2, p. 60-71, 2008.

RAMOS-SCHARRON, C. E., MCDONALD, L. H. Measurement and prediction of natural and anthropogenic sediment sources, St. John, U.S. Virgin Islands. Catena, v. 71(2), p. 250-266, 2007.

RENARD, K., FOSTER, G., WEESIES, G., MCCOOL, D., YODER, D. Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning with the revised soil loss equation. 1997.

SHARP, R., et al. InVEST +VERSION+ User's Guide. The Natural Capital Project, Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy, and World Wildlife Fund. 2016.

SILVA, M.L.N.; CURI, N.; OLIVEIRA, M.S.; FERREIRA, M.M.; LOMBARDI NETO, F. Comparação de métodos direto e indiretos para determinação da erodibilidade em latossolos sob cerrado. Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília, v.29, n.11, p.1751-1761, nov. 1994.

SKIDMORE, E.L. Soil loss tolerance. In: KRAL, D.M., ed. Determinants of soil loss tolerance. Madison: American Society of Agronomy, Cap. 8, p. 87-93, 1982.

SOUZA, C.M; PIRES, F.R. Práticas mecânicas de controle da erosão. Brasília: SENAR, 2003

TANSLEY, A. G. The use and abuse of vegetational concepts and terms. *Ecology*, 16: 284-307, 1935.

TARQUINI, S., NANNIPIERI, L. The 10 m-resolution TINITALY DEM as a trans-disciplinary basis for the analysis of the Italian territory: Current trends and new perspectives, *Geomorphology*, 281, 108–115. 2017.

TEEB. Relatório Preliminar. 2012. Disponível em: https://www.conservation.org/docs/default-source/brasil/TEBB_OK_Integral.pdf
Acesso em: 06 de ago. 2021.

TRANCOSO, R.; CARNEIRO FILHO, A.; TOMASELLA, J. “Amazônia, desflorestamento e água”. *Ciência Hoje*, Rio de Janeiro, v. 40, n 239, p. 30-37. 2007.

VERHEIJEN, F. G. A., JONES, R. J. A., RICKSON, R. J. & SMITH, C. J. Tolerable versus actual soil erosion rates in Europe. *Earth Science Reviews*, n.o. 1-4, v. 94, p. 23-38, 2009.

VIEIRA, L. M.; GALDINO, S.; PADOVANI, C. R. Utilização na agropecuária dos municípios da bacia do alto Taquari de 1988 a 1996 e risco de contaminação do Pantanal, MS, Brasil. Corumbá: Embrapa Pantanal. 2001.

VIGIAK, O.; COMMISSION, E.; POTOS, S. L. Comparison of conceptual landscape metrics to define hillslope-scale sediment delivery ratio. *Geomorphology*, v. 138, p 74-88, 2012.

WISCHMEIER, W.H. & SMITH, D.D. Predicting rainfall erosion losses - a guide to conservation planning. Washington, USDA, 1978. 58p. (Agriculture handbook, 537)

ZHANG, L., WALKER, G.R., DAWES W.R. Water Balance Modelling: Concepts and applications. T.R. McVicar, L. Rui, J. Walker, R.W. Fitzpatrick, L. Changming (Eds.), Regional Water and Soil Assessment for Managing Sustainable Agriculture in China and Australia, ACIAR Monograph Canberra, Australia. 2002.

ZIEGLER, A. D.; GIAMBELLUCA, T. W.; TRAN, L. T.; VANA, T. T.; NULLET, M. A.; FOX, J.; VIEN, T. D.; PINTHONG, J.; MAXWELL, J. F.; EVETT, S. Hydrological

consequences of landscape fragmentation in mountainous northern Vietnam: evidence of accelerated overland flow generation. *Journal of Hydrology*, n. 287, p. 124-146, 2004.