Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz"

Perdas estimadas de solos por erosão sob diferentes dinâmicas de mudança de uso da terra na Bacia Hidrográfica do Rio Formoso, em Bonito - MS

Verônica Marques Alves

Dissertação apresentada para obtenção do título de Mestra em Ciências. Área de concentração: Solos e Nutrição de Plantas

Piracicaba
2021

Verônica Marques Alves
Engenheira Agrônoma

Perdas estimadas de solos por erosão sob diferentes dinâmicas de mudança de uso da terra na Bacia Hidrográfica do Rio Formoso, em Bonito – MS

tese revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientador
Prof. Dr. **GERD SPAROVEK**

Dissertação apresentada para obtenção do título de Mestra em Ciências. Área de concentração: Solos e Nutrição de Plantas

Piracicaba
2021

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA – DIBD/ESALQ/USP

Alves, Verônica Marques

Perdas estimadas de solos por erosão sob diferentes dinâmicas de mudança de uso da terra na Bacia Hidrográfica do Rio Formoso, em Bonito - MS / Verônica Marques Alves. - - tese revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2021.

95 p.

Dissertação (Mestrado) - - USP / Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz".

1. Processos erosivos 2. WEPP 3. Mudanças do Uso da Terra 4. Modelagem de Perdas de Solos 5. Sedimentação I. Título

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente ao Criador por permitir triunfar em meu objetivo, e por todos infortúnios essenciais à minha evolução, criando lições inesquecíveis para a vida.

À minha mãe, pai e irmã, por sustentarem e alimentarem meus sonhos diariamente, creditando em mim carinho e confiança, mesmo quando eu desacreditava em minha capacidade. Pelo imensurável amor empregado neste sonho junto comigo e por todo apoio emocional, agradeço a vocês.

Aos espíritos grandiosos predestinados ao meu caminho, deleitando-me em amores, amizades e motivações, antemão e durante esta jornada.

A todos presentes em minha vida desde o início, influências para que eu me tornasse quem sou.

Aos mestres pelos ensinamentos técnicos e vivenciais.

Ao orientador, Professor Gerd por toda compreensão e respeito com meus processos e curva de aprendizado.

Ao meu mentor Rodnei Rizzo, que desde o início em que nos encontramos acreditou em meu potencial, me estimulando de forma profissional e também em apoio emocional.

A toda forma de vida que me acompanhou durante o caminho, me tornando mais real e humana ao receber amor em forma de companheirismo.

Aos amigos que fiz durante esta jornada e levarei para toda vida.

A um grande amigo que tive a oportunidade de dividir parte da minha vida e desta jornada.

A uma pessoa muito especial que surgiu no fim da minha jornada ajudando de forma essencial neste processo, me apoiando genuinamente em âmbito emocional e afetivo.

E por fim, agradeço a menininha sonhadora de 5 anos que sempre acreditou fielmente em nosso potencial, e durante todo o tempo sussurrou em meu coração que poderíamos passar por essa fase em nossa evolução, assim como muitas outras que nos propuséssemos, desde que nunca abandonássemos uma a outra, e não me permitiu desistir mesmo quando o meu eu adulto tentava nos sabotar e tirar o brilho dos nossos olhos.

A Capes pela concessão da bolsa.

EPÍGRAFE

I was taught that the way of progress was neither swift nor easy

- *Marie Curie*

A todos que acreditam na educação como ferramenta de transformação social e empoderamento feminino

Dedico

SUMÁRIO

RESUMO.....09
ABSTRACT.....10
LISTA DE FIGURAS.....11
LISTA DE TABELAS 12
1. INTRODUÇÃO 13
2. HIPÓTESE 15
3. JUSTIFICATIVA 17
4. OBJETIVOS 19
4.1. Geral.....19
4.2. Específicos 19
5. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA 21
5.1. Mudanças do Uso e Ocupação dos Solos 21
5.2. Solos e a Relação com a Segurança Alimentar Mundial.....22
5.3. Processos erosivos e sedimentação.....24
5.4. Sedimentação e Turbidez de Bacias.....25
5.5. Problemática envolvendo processos erosivos na Bacia do Rio Formoso.....27
5.6. Legislações vigentes para a região.....28
5.7. Uso de modelos na análise ambiental 29
5.8. Modelos de predição de perda de solo aplicado a bacias hidrográficas.....31
5.9. Potencialidades e Limitações dos modelos WEPP e GEOWEPP 33
5.9.1. Influência da Morfologia na Modelagem 33
5.9.2. Calibrações e Parametrizações.....34
5.9.3. Interface Gráfica Espacializada - GEOWEPP.....35
5.9.4. Demanda de Dados de Entrada e Limitação de Área.....35
5.9.5. Modelagem Prognóstica de Erosão do Solo.....36
6. MATERIAIS E MÉTODOS.....37
6.1. Descrição da área de estudo 37
6.1.1. Localização geográfica da área de estudo 37

6.1.2. Clima 38

6.1.3. Relevo 38

6.1.4. Geologia 39

6.1.5. Classes de solos da Bacia do Formoso 39

6.2. Softwares utilizados 42

6.3. Tratamento e construção de dados para modelagem 43

6.3.1. Caracterização do Uso e Cobertura da Bacia do Rio Formoso e construção de dados de transição 43

6.3.2. Tratamento e parametrização do Modelo de Elevação Digital e desenvolvimento de áreas de contribuição 44

6.3.3. Parametrização dados de entrada WEPP 46

6.4. Caracterização e escolha de microbacias para processamento 50

6.4.1. Estatística Zonal 50

6.4.2. Critério área 51

6.4.3. Critério Relevo 51

6.4.4. Critério Classe de Solos 51

6.4.5. Critério Uso e Cobertura do Solo 51

6.4.6. Escolha final das microbacias 52

6.5. GEOWEPP 52

6.6. Estatística no R 53

7. RESULTADOS E DISCUSSÕES 55

7.1. Mudança de Uso e Ocupação do Solo 55

7.2. Resultado da Classificação de bacias 56

7.3. Relação entre Áreas de Mudança de Cobertura e Uso do Solo e a declividade 58

7.4. Resultados GEOWEPP 59

7.4.1. Perdas de Solos em Bacias De Pastagem Plena 59

7.4.2. Bacias De Vegetação Nativa Plena 61

7.4.3. Perdas de Solos em Bacias De Transição para Pastagem 63

7.5. Análise das Perdas em Relação Uso e Ocupação 69

7.6. Perdas de Solo e a Relação com o Turvamento das Águas na Bacio do Rio Formoso 71

8. CONSIDERAÇÕES FINAIS 75

REFERÊNCIAS 77

RESUMO

Perdas estimadas de solos por erosão sob diferentes dinâmicas de mudança de uso da terra na Bacia Hidrográfica do Rio Formoso, em Bonito - MS

A região do município de Bonito, Mato Grosso do Sul despende dos recursos naturais para ganhos econômicos em diversos setores, como o turismo ecológico e atividades agropecuárias, sendo importante o manejo sustentável dos recursos hídricos e consequentemente do solo. Ao apresentar eventos de turvamento das águas correlacionou-se a situação ao carreamento de sedimentos provenientes de processos erosivos advindos de áreas agrícolas, gerando o questionamento quanto a adoção de práticas de manejo conservacionista por meio das propriedades. Com o intuito de investigar quais atividades de uso e ocupação do solo estariam influenciando nas taxas de perda do solo e consequente carreamento de sedimentos utilizou-se da modelagem a partir do modelo WEPP e sua interface espacial GEOWEPP, devido a variabilidade espacial e de atributos biofísicos da bacia tornou-se necessária a segmentação da mesma em unidades de resposta hidrológica. Os resultados advindos das modelagens de predição evidenciam que as áreas destinadas à pastagem necessitam de atenção quanto às práticas conservacionistas de solos e água, pois o uso em questão predomina áreas de alto relevo atingindo médias de perda de até 12.5t/ha/ano e mesmo sob relevos suaves as médias são de até 5% médias, tais valores são equivalentes às áreas de agricultura sob plantio direto que estão dispostas apenas sob relevos planos, com perdas médias de 5.2t/ha/ano. A média total amostral para as áreas de pastagem incluindo as áreas dispostas em toda variabilidade do relevo é de 9.41t/ha/ano. As áreas sob a cobertura de vegetação nativa perdem em média 4.8t/ha/ano e sob relevos montanhosos, e 2.76 t/ha/ano sob relevos planos.

Palavras-chave: Erosão hídrica, Modelagem, WEPP, GEOWEPP

ABSTRACT

Estimated soil loss by erosion under different dynamics of land use change in the Formoso River Basin, in Bonito – MS

The region of the municipality of Bonito, Mato Grosso do Sul, spends natural resources for economic gains in various sectors, such as ecological tourism and agricultural activities, being important the sustainable management of water resources and consequently the soil. By presenting events of water turbidity, the situation was correlated to the carriage of sediments of erosive processes coming from agricultural areas, generating the questioning as to the adoption of conservationist management practices by the properties. In order to investigate which land use and occupation activities would be influencing the soil loss rates and consequent sediment carriage, the WEPP model and its spatial interface, GEOWEPP, were used. Due to the spatial and biophysical attributes variability of the basin, it became necessary to segment it into hydrological response units. The results from the prediction modeling show that the areas destined for pasture need attention regarding soil and water conservation practices, because the use in question predominates in high relief areas reaching loss averages of up to 12.5t/ha/year and even under soft relief the averages are up to 5%, such values are equivalent to the agricultural areas under no-till farming that are arranged only under flat relief, with average losses of 5.2t/ha/year. The total sample average for the pasture areas including the areas arranged on all relief variability is 9.41t/ha/year. The areas under native vegetation cover lose an average of 4.8t/ha/yr under mountainous terrain, and 2.76 t/ha/yr under flat terrain.

Keywords: Water erosion, Modeling, WEPP, GEOWEPP

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Relação conceitual entre disponibilidade de dados, complexidade e performance preditiva dos modelos 31
Figura 2 - Localização da Área de Estudo 37
Figura 3 - Declividade da Bacia do Rio Formoso 39
Figura 4 - Principais classes de solos no entorno do Rio Formoso 40
Figura 5 - Fluxograma das ferramentas utilizadas no ArcHydro para construção das áreas de contribuição 44
Figura 6 - Chave de decisão para escolha das microbacias na Bacia do Rio Formoso 52
Figura 7 - Transição Cobertura e Uso do Solo na Bacia do Rio Formoso 55
Figura 8 - Distribuição espacial das Microbacias Representativas Escolhidas 57
Figura 9 - Correlação entre a Cobertura e Uso do Solo e a Declividade 59
Figura 10 - Perdas de Solos em Bacias de Pastagem Plena 60
Figura 11 - Bacia 271 sob Vegetação Nativa Plena (1985 – 2019) 63
Figura 12 - Perdas de Solos em Bacias de Transição para Pastagem 65
Figura 13 - Perdas de Solos em Bacias de Transição para agricultura 69
Figura 14 - Boxplot Comparativos de perdas entre usos 70

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Reclassificação de pixel sob ocupações permanentes 43

Tabela 2 - Reclassificação de pixel sob transições 44

Tabela 3 - Arquivo de entrada para Manejo em Plantio Direto - Soja / Milho..... 48

Tabela 4 - Arquivo de entrada para Manejo em Plantio Convencional - Soja / Milho..... 48

Tabela 5 - Usos e transições analisadas na Bacia do Rio Formoso 51

Tabela 6 - Descrição das bacias amostrais (URH)..... 58

Tabela 7 - Médias de perdas de solos total para Bacias de Pastagem Plena..... 59

Tabela 8 - Descrições e perdas das Bacias sob Pastagem (1985 – 2019) 61

Tabela 9 - Perdas de Solos em Bacias de Vegetação Nativa Plena 62

Tabela 10 - Descrições e perdas das Bacias sob Vegetação Nativa (1985 – 2019)..... 62

Tabela 11 - Perdas de Solos em Bacias 1985 sob Vegetação Nativa 63

Tabela 12 - Perdas de Solos em Bacias Transitadas de Vegetação Nativa para Pastagem..... 64

Tabela 13 - Descrições e perdas das Bacias de Transição Vegetação Nativa para Pastagem (1985 – 2019)..... 64

Tabela 14 - Comparativo das Perdas de Solo sob Vegetação 66

Tabela 15 - Comparativo das perdas em bacias de transição direta..... 66

Tabela 16 - Comparativo das perdas em bacias de transição a partir da pastagem 67

Tabela 17 - Estudo de caso Uso Permanente Agricultura..... 67

1. INTRODUÇÃO

O desenvolvimento das atividades agrícolas, podem refletir de forma significativa na degradação de recursos naturais e nas atividades das áreas urbanas. Estas degradações implicam em consequências socioeconômicas em ambos meios, desta forma, torna-se fundamental o conhecimento da distribuição espacial de áreas que afetam a paisagem. Tal conhecimento detém o potencial de auxiliar em políticas e decisões orientadas, assim como na consequente mitigação da degradação ambiental, resultando, portanto, em uma produção sustentável.

A constante degradação de recursos naturais e suas consequências socioeconômicas nas áreas rurais refletem nas áreas urbanas reforçando a importância da produção sustentável das atividades agrícolas.

A região do município de Bonito, Mato Grosso do Sul, onde estão localizadas as bacias do Rio Formoso e Rio da Prata, despende dos recursos naturais para ganhos econômicos em diversos setores, como o turismo ecológico. Ao explorar os recursos hídricos, geram-se empregos para população local, dentro das diversas faces do setor turístico. Logo, a qualidade das águas destes rios afeta diretamente os ganhos desta cadeia. Por outro lado, na região há também o setor agrícola, o qual detém enorme poder de influência sob a qualidade da água e na conservação de solos. A área de estudo apresenta recorrentes eventos de turvamento das águas dos Rios Formoso e Prata, fenômeno este que prejudica atividades econômicas provenientes do ecoturismo. Pressupõe-se que estes eventos estariam relacionados às deficiências de adoção de práticas de manejo conservacionista de solo e água nas propriedades agrícolas locais, que pode resultar em carreamento de sedimentos provenientes de processos erosivos.

Sendo assim, a modelagem para predição das perdas de solos em unidades representativas hidrológicas, considerando as atividades da cadeia produtiva e econômica da região, devem ser consideradas ao se analisar os impactos ambientais ao longo das margens do Rio Formoso causados pela erosão hídrica. A utilização de modelos matemáticos de predição de perda do solo faz-se aliado na tomada de decisões sobre processos de degradação ambiental provenientes de processos erosivos hídricos. Dentre estes modelos pode-se citar o WEPP e sua interface espacial em ambiente SIG, o GEOWEPP.

As análises basearam-se a partir das transições de uso e ocupação do solo, de tal maneira a identificar a dinâmica destas mudanças nos últimos 34 anos, compreendendo-se do ano de 1985 á 2019. As áreas destinadas às atividades relacionadas às práticas pecuárias com o uso e cobertura do solo sob pastagem também foram modeladas, além das áreas de vegetação nativa e agrícolas para análise sobre quais usos são necessárias adoções de práticas de manejo e conservação de solo e água (MCSA).

2. HIPÓTESE

A turbidez das águas do Rio Formoso é resultante de processos erosivos provenientes da dinâmica de mudança de uso da terra ao longo dos últimos 34 anos. Desta forma, as taxas de perda de solo são maiores em áreas ocupadas pelo uso agropecuário para produção de milho e soja, seguido por áreas cobertas por pastagens, sendo as áreas cobertas por vegetação nativa que menos perdem solo, entretanto, ao decorrer dos anos estas áreas sofrem supressão, aumentando assim, a perda de solo em série histórica.

3. JUSTIFICATIVA

A partir da constante degradação de recursos naturais e suas consequências socioeconômicas nas áreas rurais, refletindo nas áreas urbanas. Torna-se fundamental para a sustentabilidade e desenvolvimento das atividades agrícolas, o conhecimento da distribuição e ocorrência dos solos na paisagem e de suas propriedades. Ao se tratar de uma região onde os recursos naturais despendem em ganhos econômicos em diversos setores, como no caso de Bonito, Mato Grosso do Sul, onde as atividades turísticas sustentam uma vasta parcela da população explorando seus os recursos hídricos e consequentemente sua qualidade afeta diretamente esta cadeia, correlacionando o outro setor forte na região como sendo a exploração do solo e água para agricultura, torna-se imprescindível que as duas atividades estejam em harmonia para uso sustentável, em âmbito ambiental, social e econômico. Desta forma, a predição dos processos erosivos do solo se faz importante para assegurar a continuidade da produtividade das culturas e reduzir a degradação ambiental.

4. OBJETIVOS

4.1. Geral

A partir de modelagem com GEOWEPP, avaliar como a dinâmica de mudanças do uso da terra podem impactar nas perdas de solo na Bacia do Rio Formoso.

4.2. Específicos

Este trabalho possui quatro objetivos específicos:

I. Analisar possíveis interferências na dinâmica de mudança do uso da terra na Bacia do Rio Formoso nos últimos 34 anos, baseado em mapas de uso e cobertura do solo da coleção 5.0 do MapBiomas.

II. Gerar Unidades de Respostas Hidrológicas (URH) a partir de uma classificação visando representar as condições biofísicas existentes na Bacia do Rio Formoso.

III. Obter melhor compreensão sobre o papel das características biofísicas da paisagem (relevo, solos e uso) nas perdas de solo por erosão.

IV. Analisar e quantificar as taxas de perda de solo na Bacia do Rio Formoso decorrentes das mudanças no uso e cobertura do solo nos últimos 34 anos, tendo como base URH (Unidades de Resposta Hidrológica) representativas das condições locais.

5. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

5.1. Mudanças do Uso e Ocupação dos Solos

Os impactos humanos sobre os solos surgem em grande parte da necessidade de atender às demandas de alimentos, fibras e combustível de uma população crescente, incluindo um aumento no consumo de carne à medida que os países em desenvolvimento se tornam mais ricos, a produção de biocombustíveis e o aumento das áreas de urbanização (SMITH *et al.*, 2016). Entre os mais urgentes desafios globais estão a necessidade de mitigar e se adaptar às mudanças climáticas, a necessidade de combater a desertificação e a degradação da terra e a necessidade de garantir a segurança alimentar (SMITH *et al.*, 2020). A mudança no uso da terra foi acelerada pelo aumento da população e pela migração à medida que alimentos, abrigo e materiais são procurados e adquiridos. Estima-se que os humanos modificaram diretamente pelo menos 70 Mkm^2 ou > 50% da área de terra sem gelo da Terra (HOOKE & MARTÍN-DUQUE, 2012). Segundo Smith *et al.*, (2016) a questão levou à conversão de terras naturais em terras manejadas e intensificação de práticas agrícolas e outras práticas de manejo nas terras existentes, como o aumento da entrada de nutrientes e água e o aumento da frequência de colheita para aumentar a produtividade por hectare. Boardman (2006) ressalta que a ampla substituição de usos da terra extensivos ou áreas conservadas por atividades agrícolas intensivas colocam a conservação do solo no centro das preocupações e tendo que se adaptar a novas escalas.

Resultados destas expansões desenfreadas e ausência de gerenciamento dos recursos naturais temos como exemplo eventos catastróficos nos EUA, como a infame seca do Dust Bowl durante a década de 1930 ou as inundações do Mississippi em 1993. Esses eventos causaram perdas excessivas de terras agrícolas férteis e aumentaram preocupações sobre o impacto econômico e ambiental da erosão do solo em nível local, regional, nacional e global escalas (RENSCHLER, 2003).

Definidas pela FAO o banco de dados Global Land Cover Share (LATHAM *et al* ., 2014) representa as principais classes de cobertura do solo. As plantações e pastagens (incluindo pastagens naturais e pastagens administradas) ocupavam cada uma cerca de 13,0%. Enquanto as áreas cobertas por árvores representando florestas naturais e manejadas, ocupavam 28% e áreas cobertas por arbustos 9,5%. Superfícies artificiais como por exemplo, áreas urbanizadas ocupam 1%. Os processos de degradação dos solos podem ser encontrados em todos os tipos de uso e ocupação. As áreas cobertas por terras degradadas cobrem

aproximadamente 24% da área terrestre global (35 Mkm ^{2}). Deste valor de solo degradado, 23% estão sob floresta de folhas largas, 19% sob florestas de folhas agudas e 20–25% em pastagens (BAI *et al* ., 2008). Vale ressaltar a potencialidade de desagregação de partículas e arraste em locais com cobertura como a pastagem devido ao seu baixo potencial de retenção se degradada ao impacto da gota ao se comparar com o mesmo coeficiente em florestas.

O desmatamento domina as dinâmicas de mudança na cobertura da terra, afetando cerca de 13 milhões de hectares por ano entre 2000 e 2010. a perda líquida de floresta foi de 5,2 milhões de hectares por ano (FAO, 2010). Entretanto, a conversão de pastagens em terras agrícolas também desempenha um papel importante na dinâmica. Guo & Gifford, (2002) salientam que o desmatamento teve o maior impacto na mudança histórica do carbono do solo. Causando em média cerca de 25% do carbono do solo a ser perdido (MURTY *et al* ., 2002). As perdas de carbono do solo decorrem principalmente da oxidação da matéria orgânica, bem como da erosão do solo (SMITH *et al.*, 2017). A maior parte do desmatamento recente ocorreu em países tropicais (FAO, 2010). Segundo West *et al.*, (2014) mais de 50% da perda de floresta tropical ocorreu no Brasil e na Indonésia, em grande parte impulsionada por algumas commodities: madeira, soja, carne bovina e dendê. Porém, de acordo com dados do INPE, (2014) houve uma redução na taxa de desmatamento em algumas regiões na última década, principalmente no Brasil onde pressupõe-se que estão relacionadas a políticas de conservação do uso da terra.

Este cenário de mudanças no uso do solo impõe a rápida elaboração de políticas específicas, voltadas à restrição de uso, definição de práticas de manejo sustentáveis e determinação de critérios ambientais de produção (SPAROVEK et al., 2007). A velocidade e a magnitude da escala das alterações de uso da terra observadas e das características dos sistemas produtivos e seus consequentes impactos exigem rápidas tomadas de decisão pelos grupos de interesse envolvidos (AMORE et al., 2004).

5.2. Solos e a Relação com a Segurança Alimentar Mundial

Oitenta anos atrás, em 1935, os solos foram pela primeira vez oficialmente reconhecidos como um recurso nacional limitado que deve ser administrado com responsabilidade (MONTANARELLA, 2015). O governo dos Estados Unidos aprovou a Lei de Conservação do Solo. “A história de cada nação acaba sendo escrita da maneira como ela cuida de seu solo”, escreveu o presidente Franklin D. Roosevelt. Os solos fornecem vários serviços ecossistêmicos, permitindo a produção sustentada de alimentos e fibras, e fornecendo

regulação do clima, regulação de inundações, melhoria da qualidade do ar e da água, redução da erosão do solo e um reservatório para a biodiversidade (SMITH *et al* ., 2015). Os solos são ecossistemas complexos, pois, além da função relacionada a produção de alimentos desempenham uma ampla gama de outros serviços, dentre eles o armazenamento de carbono e consequente regulação de gases de efeito estufa até mitigação de enchentes e suporte para nossas cidades em expansão. Entretanto, sobressai a função agrícola visando a alimentação da população humana de forma direta e indireta. Conciliar o suprimento de demandas alimentares, energéticas e industriais cada vez maiores ao fornecimento de serviços ambientais como qualidade da água; coloca o solo no centro dos interesses políticos na escala de tomada de decisão (LAL, 2009). Estima-se que 98,8% das calorias diárias consumidas por humanos vêm do solo (2849 kcal per capita) e apenas 1,2% de fontes aquáticas [35 kcal per capita, FAO, 2018]. Assim, A produção de alimentos está intrinsecamente ligada aos solos, e este aumento da demanda por alimentos e fibras resulta em um aumento da pressão sobre os solos.

Todos os solos estão sujeitos a algum grau de perturbação humana, seja diretamente por meio do uso e manejo da terra, ou indiretamente por meio de respostas às mudanças globais induzidas pelo homem, como poluição e mudanças climáticas. Distinguir a influência humana natural da direta e indireta nem sempre é simples (SMITH, 2005). Considerando a finidade deste recurso, e o crescimento exponencial da população humana associada ao crescimento de demanda alimentícia torna-se insustentável os precedentes de perda de solos por erosão causada por atividades antrópicas. Desta forma a degradação contínua do solo está diminuindo a capacidade de longo prazo dos solos de fornecer serviços aos humanos, incluindo a produção futura de alimentos, e causando danos ambientais, relacionando de forma direta a conservação dos solos à segurança alimentar mundial.

A sobrevivência humana e a prosperidade dependem de suprimentos adequados de alimento, terra, água, energia e biodiversidade. Terra infértil e de baixa qualidade não sustenta a produção de alimentos nos níveis exigidos pela crescente população mundial (PIMENTEL, D et al., 2006). No que diz respeito à segurança alimentar futura, em que a degradação das terras agrícolas é permitida, a produtividade das culturas é significativamente reduzida. Escassez de terras agrícolas já estão tendo impactos negativos na produção mundial de alimentos (ALEXANDER *et al.*, 2017). É primordial para garantir a proteção efetiva de nossos ecossistemas agrícolas e naturais gerenciar os nossos recursos vitais. Estima-se 3,7 bilhões de pessoas desnutridas no mundo, e a produção per capita de alimentos diminuirá

ainda mais se a conservação for ignorada (PIMENTEL. D, 2006). Nos últimos anos a taxa de mudança do uso da terra acelerou de forma drástica resultando assim em aumentos na produção de alimentos por meio da expansão da área, ainda assim, existem relacionado ao crescimento populacional a grande necessidade da intensificação agrícola, o que aumenta as pressões sobre o desempenho do solo, essa pressão pode gerar instabilidade no manejo e culminar na redução da capacidade dos solos no que se diz ao fornecimento de alimentos e fibras a longo prazo e de fornecer seus muitos serviços ecossistêmicos como perda de habitat selvagem e interrupção fluxo de ecologia, além de problemas externos que incluem rodovias, esgotos e assoreamento, rompimento de drenagem, solapamento de fundações e pavimentos, desmonte de estradas, falhas em barragens de terra, eutrofização de cursos de água, assoreamento de portos e canais, perda de armazenamento de reservatórios, inundações, danos à saúde pública, além do aumento dos custos de tratamento de água para abastecimento humano.

As produções de interesse provenientes dos solos não estão relacionadas apenas na garantia da segurança alimentar, como também em pressões concorrentes de outros serviços de abastecimento de solos, um exemplo seria a produção de matéria prima para a produção de biocombustíveis, porém, segundo Langeveld *et al.*, (2014) não há evidências de que esteja competindo substancialmente com a produção de alimentos, pois ao relacionar a área total cultivada, e a produção de biocombustíveis nos volumes atuais e projetados requer apenas uma área comparativamente pequena de solo.

Estima-se que quase 60% da erosão presente no solo foi induzida pela atividade humana. Com o desenvolvimento das terras agrícolas no último século, estimava-se que a erosão potencial do solo aumentaria em cerca de 17% (YANG et al., 2003). Sendo a erosão de solos agrícolas uma das perturbações humanas mais destrutivas para a sustentabilidade do solo e para atividades dependentes deste recurso. Dada pouca oportunidade ou desejo de expansão agrícola adicional, administração de nossos solos domesticados existentes é essencial para a prosperidade humana sustentada (KIRKBY apud AMUNDSON et al., 2015).

5.3. Processos erosivos e sedimentação

A atividade humana e as mudanças relacionadas ao uso da terra são a principal causa da erosão acelerada do solo, que tem implicações substanciais no ciclo de nutrientes e carbono, na produtividade do solo e, por sua vez, nas condições socioeconômicas mundiais (BORRELLI *et al.*, 2017).

A erosão do solo é um processo natural da superfície da terra, mas é acelerado pela atividade humana, especialmente pelo desenvolvimento da terra (YANG *et al.*, 2003). Sendo um processo lento e insidioso, onde 1 mm de solo, pode ser perdido em apenas uma chuva ou tempestade de vento, e devido a sua pequenez pode passar de forma despercebida. No entanto, essa perda de solo em terras agrícolas pode se tornar 15 t/ha. Pimentel. D (2006) estima que para reabastecer essa quantidade de solo sob condições agrícolas requer aproximadamente 20 anos, porém ao longo do tempo, este solo é cada vez menos eficiente em suportar o crescimento de culturas, pois pode influenciar mudanças na ciclagem de carbono, nitrogênio e fósforo, além de mudanças na relação N: P da matéria orgânica do solo, que também são conhecidas por terem consequências significativas, podendo influenciar uma série de processos no solo (QUINTON *et al.*, 2010).

O solo é um grande e reservatório dinâmico de carbono e o substrato físico para a maioria da nossa produção de alimentos. Mudanças profundas estão no horizonte para estas funções interconectadas, particularmente desencadeadas pelas mudanças no clima e na produção de alimentos, provavelmente reverberará pela sociedade neste século (AMUNDSON *et al.*, 2015). Segundo a FAO e ITPS (2015), um documento de referência da Organização das Nações Unidas (ONU) sobre a situação dos recursos globais do solo enfatiza que "... a maioria dos recursos do solo do mundo está sob condições apenas básicas, pobres ou muito ruins."

A erosão aumenta drasticamente em terras agrícolas íngremes. No entanto, as encostas íngremes estão sendo rotineiramente convertidas de florestas para uso agrícola, devido a crescentes necessidades da população humana e à degradação da terra (R. LAL and B. A. STEWART apud PIMENTEL *et al.*, 2006).

A aceleração da erosão por esses mecanismos pode precipitar a mudança no uso da terra, que por sua vez altera a taxa de ciclagem biogeoquímica, influenciando assim a composição atmosférica e a mudança climática e interrompendo ainda mais a ciclagem de carbono, nitrogênio e fósforo (QUINTON *et al.*, 2010).

5.4. Sedimentação e Turbidez de Bacias

Todas as definições de erosão do solo concentram-se principalmente no descolamento local do solo (resultando na redução da superfície do solo local) e menos no transporte subsequente de material do solo (sedimento) para fora do local. Nenhuma distância mínima de transporte de solo (sedimento) durante a erosão foi definida (POESEN, 2018). Segundo Carvalho (1994), sedimentos seriam partículas derivadas da rocha ou de materiais biológicos,

os mesmos podem ser transportados por fluidos. As partículas derivadas da fragmentação das rochas, por processos físicos ou químicos, quando transportadas pela água ou pelo vento, do lugar de origem aos rios e aos locais de deposição, podem ser consideradas, inclusive como, material sólido em suspensão na água ou depositado no leito.

Para permitir a comparação da intensidade dos diferentes processos de erosão do solo, todas as taxas de erosão são expressas como uma massa mobilizada de solo ou sedimento por unidade de área e por unidade de tempo (expressa em t/ha/ano). O transporte horizontal e vertical distâncias (que afetam os impactos externos) durante a erosão, que dependem do tipo de processo de erosão, bem como de fatores ambientais (como topografia, uso da terra, rugosidade da superfície do solo, características de escoamento) (POESEN, 2018).

Assim, para os cursos d'água através do escoamento superficial, ocorre o carreamento de sedimentos e produtos agregados resultantes de processo erosivo, isso pode ser influenciado pelas condições locais e pela granulometria dos sedimentos.

A perda de cobertura vegetativa do solo é especialmente difundida nos países em desenvolvimento, onde as populações são grandes, e as práticas agrícolas são muitas vezes inadequadas para proteger os solos. (WEN apud PIMENTEL, 2006). Em áreas onde lenha e outras biomassas são escassas, até mesmo as raízes de gramíneas e arbustos são coletadas e queimadas (McLaughlin apud PIMENTEL, 2006). Todas essas práticas deixam o solo estéril e totalmente exposto às forças da erosão e da chuva. A biomassa de plantas vivas e mortas deixada nos campos reduz a erosão do solo e o escoamento de água interceptando e dissipando a gota de chuva e a energia eólica (PIMENTEL, D *et al.*, 2006).

O transporte de sedimentos está associado a turbidez, principalmente em barragens e reservatórios pois pode causar problemas de assoreamento, através do arraste de nutrientes e contaminantes, e degradação de ambientes aquáticos. A medida da dificuldade de um feixe de luz atravessar certa quantidade de água é chamada de Turbidez (CORREIA *et al.*, 2008). No monitoramento do recurso hídrico dessas unidades, devem-se acompanhar as alterações de qualidade da água partindo-se da premissa de um grau de pureza absoluto ou mesmo próximo do absoluto naturalmente influenciado por fatores como clima, cobertura vegetal, topografia, geologia e o tipo, o uso e o manejo da terra da bacia hidrográfica (VAZHEMIN, 1972).

O conceito de bacia hidrográfica define uma unidade da paisagem delimitada pelos divisores naturais de água e deve ser considerada como unidade fundamental para o planejamento do uso e para a conservação de recursos naturais (LOPES *et al.*, 2011). Nessa unidade de paisagem ocorrem todas as inter-relações entre solo-espécie-água além da atmosfera.

A turbidez está relaciona aos fatores de qualidade da água. Assim, o alto nível de turbidez relaciona-se intimamente à existência de matérias orgânicas e argilas suspensas na água, em que, a agregação destes componentes dá origem a coloides que interferem na penetração da luz (FERREIRA *et al.*, 2015).

A erosão do solo é um processo geomórfico que separa partículas do solo, fragmentos de rochas, agregados do solo e matéria orgânica de sua localização primária e, em seguida, os transporta para outro local por vários processos (POESEN, 2018). Do ponto de vista dos processos erosivos superficiais ou de canal fluvial, dois parâmetros são afetados de forma mais específica: cor e turbidez. Estes podem ser mensuráveis fisicamente, tratando-se então, de parâmetros físicos visíveis (LUÍZ *et al.*, 2012).

Contudo, apesar da importância da conservação do solo, as implementações de práticas para minimizar a erosão do solo não acompanharam de perto a gravidade do problema. O mecanismo mais difundido de erosão do solo é via água (KIRKBY apud AMUNDSON *et al.*, 2015). De acordo com (FAO, 2011) vale ressaltar a importância em considerar as mudanças no uso da terra para a produção de alimentos de forma mais ampla em termos de impactos ecológicos, limites planetários e sua relação sustentável com os recursos hídricos.

5.5. Problemática envolvendo processos erosivos na Bacia do Rio Formoso

Em meados do início da década de 1990, a cidade de Bonito começa a despontar no cenário nacional e internacional como um dos lugares mais exuberantes do mundo, ideal para a prática do ecoturismo ou turismo de aventura (LOMBA, 2005).

O avanço da agricultura sem práticas de preservação ambiental ameaça as águas cristalinas dos principais pontos turísticos da cidade de Bonito (MS). O Rio da Prata foi tomado pela lama após uma forte chuva e deixou de ser transparente para se tornar marrom. Além do Prata, pontos de risco foram identificados nas regiões do Rio do Peixe, Nascente Azul e Gruta do Mimoso. No mês passado, as chuvas prejudicaram atrativos sitiados nas margens dos rios Formoso, Mimoso, Anhumas e do Peixe, (SOS PANTANAL, 2019).

Os eventos de turvamento foram recorrentes no ano de 2019, ocorrendo no dia 20 de abril em que se choveu aproximadamente 101mm em Bonito (MS), 82mm em apenas duas horas, de acordo com o Serviço de Meteorologia. Em pouco tempo, os rios de águas cristalinas da região ficaram turvos e alguns passeios foram interditados (G1 MS, 2019), entretanto o evento se repete em novembro do mesmo ano gerando visibilidade para o caso em rede de televisão a nível nacional.

A região do brejão do Rio da Prata, como é chamada a nascente considerada o berçário do curso d'água para os demais rios que formam a região, teve área de 7 mil hectares reduzida para cerca de 5 mil hectares em 34 anos – desde 1984. Esta perda reduz a capacidade de filtragem da água da nascente e aumenta o fluxo do rio, acelerando também o carreamento dos resíduos e sedimentos.

Conforme dados da Organização Mundial do Turismo (OMT) divulgados pelo Ministério do Turismo (MTur), houve um aumento de 10,4% em relação a 2010, superando o crescimento de 4,4% no mundo, (COMTUR, 2012). De acordo com o levantamento da Secretaria de Turismo de Bonito, com dados do ISSQn e do Portal Voucher Digital, o ano de 2011 fechou com 304.885 visitações e estimativa de que 150 mil turistas visitaram a cidade (FUNDAÇÃO NEOTÓPICA BRASIL, 2016). O turismo ecológico gera 7 mil empregos no município que recebe cerca de 240 mil turistas por ano (Ecoa, 2018). Segundo o Instituto de Desenvolvimento de Bonito - IDB, cerca de 70% dos empregos da cidade estão relacionados ao turismo.

5.6. Legislações vigentes para a região

A Lei Estadual nº 1871/1998, que cria uma faixa de proteção especial de 150 metros para cada margem dos rios pertencentes à bacia do Rio Formoso e do Rio da Prata e estabelece normas de uso. Há ainda duas leis municipais que atribui proteção aos rios da região. Uma é a Lei Municipal nº 989/2003, a qual estabelece uma série de restrições ambientais e transforma em rios-cênicos os rios das bacias do Formoso, Prata e Peixe. Outra é a Lei Orgânica do Município que estabelece aos rios locais, no artigo 179 que mesmo aqueles de largura inferior a dez metros, é necessária uma área de preservação permanente equivalente a 50 metros.

Há ainda, vigente no Código Florestal (Lei 4.771/65), em seu artigo 2º onde estabelece a faixa de preservação permanente a partir das margens dos rios, riachos e mananciais. A partir deste cenário jurídico-ambiental, pode-se dizer que nas margens do rio Formoso e seus afluentes, os primeiros 50 metros são considerados de preservação permanente (APP), sendo somente permitida a atividade de ecoturismo, devidamente licenciada por órgãos ambientais competentes. A partir desses 50 metros, são permitidas apenas atividades de pecuária, apicultura e ecoturismo, sendo assim vedada atividades como, por exemplo, a agricultura, criação de pequenos animais, extração de madeiras, indústrias de qualquer tipo ou porte e extração mineral de qualquer substância, nos próximos 100 metros.

5.7. Uso de modelos na análise ambiental

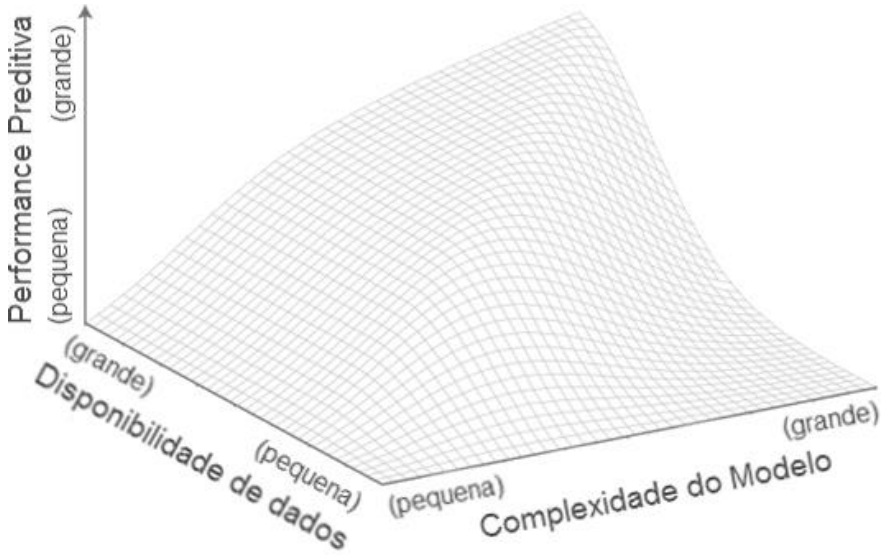
Diante da degradação dos recursos naturais e seus reflexos socioeconômicos nas áreas rurais, o conhecimento da distribuição e ocorrência dos solos na paisagem e de suas propriedades obtidas em levantamentos de solo torna-se fundamental para a sustentabilidade das atividades agrícolas de forma a maximizar a produtividade das culturas e reduzir a degradação ambiental. Avaliação e gestão ambiental são construídas, em grande parte, em uma compreensão do ambiente propriedades e processos (RENSCHLER, 2003). A experimentação científica tradicional mediante a complexidade dos sistemas naturais pode não ser viável para obter respostas, pois geralmente são viáveis para pequenas escalas, neste caso quando se trata de grandes escalas pode ser resolvido a partir de premissas e aproximações (BEVEN, 2002). Quando o assunto é a capacidade de suprimento alimentar futuro, é essencial saber se as condições do meio vão permanecer adequadas e por quanto tempo. Isso demonstra a importância de avaliar, pelo monitoramento, tanto as condições atuais, quanto às tendências desta capacidade natural de suporte do meio ao longo do tempo. (WU, 2013) ressalta que experimentos controlados utilizando modelos explícitos têm se mostrado uma alternativa viável para modelar a paisagem e auxiliar no processo de tomada de decisão.

O monitoramento é viável economicamente, uma vez que, permite orientar investimentos com vistas à melhoria da produtividade e a fim de evitar a degradação do solo e da água. A distribuição espacial e temporal em seus aspectos quantitativos e qualitativos dos recursos hídricos são fundamentais ao desenvolvimento econômico e social de uma determinada região ou país, tornando o monitoramento do recurso um instrumento da gestão ambiental de grande importância. O mesmo pode ser definido como um conjunto de informações físicas, químicas e biológicas do ecossistema em estudo, realizado por meio de amostragens estatísticas. Dependendo da escala espacial e temporal de interesse de uma análise, isso leva ao desenvolvimento de parâmetros físicos, equações e modelos de sistemas ambientais que podem ser usados como base para a tomada de decisão e o desenho de respostas para a gestão ambiental específica desafios (Law e Kelton, 1991). O tipo de informação desejada depende, essencialmente, dos objetivos da rede de monitoramento e esses objetivos variam desde a detecção de violação dos padrões de qualidade, segundo legislação vigente, passando pela análise de tendência de uma variável até a avaliação ambiental da eficácia de programas e ações conservacionistas em áreas isoladas ou realizadas nas bacias hidrográficas (CAMPAGNARO & IOST, 2005).

Os programas de monitoramento de ambientes aquáticos são introduzidos com a finalidade principal de conhecer o corpo d'água, identificar eventuais problemas, avaliar os efeitos de medidas de recuperação, verificar a conformidade da qualidade da água com o uso previsto e comparar a situação atual com os padrões e recomendações vigentes (SPERLING, 2004). Os mapas mais detalhados e personalizados permitem uma melhor incorporação das informações do solo em uma variedade de outras áreas, como planejamento do uso da terra, preocupações ambientais e segurança alimentar, energética e hídrica (BREVIK *et al.*, 2016). O déficit de levantamentos de solo em diversas regiões do Brasil gera uma consequente degradação dos solos devido à má utilização dos recursos naturais, ocorrendo também a obtenção de rendimentos inferiores ao potencial dos recursos remanescentes de um manejo inadequado.

Ganhos significativos na capacidade de geração, processamento e manipulação de dados geoespaciais são realidade com os recentes avanços na área das ciências computacionais e o desenvolvimento de novas ferramentas de geotecnologias, como SIGs e softwares para o processamento de imagens, possibilitando também o desenvolvimento de modelos mais complexos, como é o caso de modelos baseados em processos físicos (RENSCHLER, 2003; AKSOY; KAVVAS, 2005; DANIEL et al., 2011). A associação de modelos matemáticos com ambientes computacionais, em espaços virtuais com limites bem definidos, simplificando a complexidade e ignorando o desconhecido sobre os sistemas naturais, mas aproxima-se da realidade do conhecimento científico disponível permite representar as condições do meio (BEVEN, 2002). Partindo deste pressuposto como uma forma de compreender o comportamento natural do meio ambiente e prever os efeitos associados às mudanças naturais e antrópicas, cientistas e engenheiros tradicionalmente lidam com problemas ambientais construindo modelos baseados em processos (RENSCHLER, 2003). Assim, três grandes categorias podem abrigar diferentes modelos, sendo elas (empírica, conceitual ou baseada em processos), dependendo dos processos físicos simulados, os algoritmos descrevendo estes processos e a dependência de dados do modelo, no entanto, destaca-se que essa divisão entre modelos não é exata e um modelo pode conter um conjunto de submodelos, cada um representando uma dessas categorias (MERRITT et al.,2003).

Figura 1 - Relação conceitual entre disponibilidade de dados, complexidade e performance preditiva dos modelos



Relação conceitual entre disponibilidade de dados, complexidade e performance preditivados modelos

Fonte: Adaptado de Grayson e Bloschl (2001)

Como esses parâmetros, equações e modelos são desenvolvidos para situações particulares, faixas de escala temporal e espacial específicas e dados de qualidade conhecida, este contexto é usado para justificar suposições explícitas ou implícitas no projeto, calibração e validação do modelo.

Modelos baseados em processos representam nosso conhecimento científico mais detalhado, geralmente considerando propriedades e processos em escalas espaciais e temporais finas, mas eles têm extensos requisitos de dados (RENSCHLER, 2003). As abordagens mais conhecidas, aplicadas e implementadas para estimar a perda média anual de solo a longo prazo aplicadas às ferramentas computacionais são a equação universal de perda de solo (USLE) (Wischmeier e Smith, 1978) e a equação universal revisada de perda de solo (RUSLE) (RENARD et al., 1997).

5.8. Modelos de predição de perda de solo aplicado a bacias hidrográficas

O estudo da erosão do solo é muito recente se comparado à grande maioria das ciências agrícolas (LANE et al., 1992). A capacidade dos cientistas do solo de mapear, classificar e modelar o sistema de solo melhorou consideravelmente desde os primórdios da ciência do solo como uma disciplina estabelecida (BREVIK *et al.*, 2016). Segundo Nearing *et al.*, (1990) somente nos anos 1900 este tema ganhou destaque, inicialmente nos Estados Unidos, onde em 1930 teve início um grande estudo com experimentos de erosão em parcelas.

O desenvolvimento da Universal Soil Loss Equation (USLE) veio como resultado dessa iniciativa (WISCHMEIER; SMITH, 1965, 1978).

A USLE e sua versão revisada a RUSLE (RENARD et al., 1997) são os modelos mais difundidos e aplicados na predição de taxas de erosão, devido a sua baixa entrada de dados e estrutura simples, a grande base de dados produzida para sua calibração contribuíram para sua popularidade (SONNEVELD; NEARING, 2003). A multiplicação de coeficientes empíricos dos fatores influentes resulta em sua fórmula apresentada na eq. (1):

$$A = R * K * L * S * C * P \qquad (1)$$

onde: A é a taxa de perda anual de solo ($Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$);
R é o índice de erosividade da chuva e escoamento ($MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}.ano^{-1}$); K é o fator de erodibilidade do solo ($Mg.h.MJ^{-1}.mm^{-1}$);
L é o fator de comprimento de rampa; S é o fator inclinação darampa; C é o fator de cobertura e manejo do solo e P é o fator de práticas de conservação.

Entretanto, a utilização da USLE sempre foi cercada de limitações e simplificações devido à natureza empírica, levando um grupo de pesquisadores e engenheiros norte-americanos a iniciarem o desenvolvimento de uma nova geração de modelos de predição de erosão (FLANAGAN et al., 2007). Em 1985, o Departamento de Agricultura dos Estados Unidos - USDA, iniciou o Water Erosion Prediction Project – WEPP, para uso em solos cultivados, terras nativas e reflorestadas para substituir a Equação Universal de Perdas de Solo – USLE. O modelo WEPP trata-se de um complexo programa computacional baseado em processos que influenciam na erosão (NEARING et al., 1989). Mais de 50 campos experimentais foram instalados por todo os Estados Unidos durante dez anos e analisados, possibilitando o desenvolvimento de equações preditivas e parâmetros relacionados à erosão do solo, o que permitiu o lançamento da primeira versão do modelo Water Erosion Prediction Project (WEPP) (FLANAGAN; NEARING, 1995).

Nearing et al., (2005) afirmam que o WEPP representa um modelo contínuo de base diária, capaz de considerar a variabilidade espacial e temporal de parâmetros relacionados à hidrologia, topografia, rugosidade da superfície, propriedades do solo e condições das classes de uso do solo sendo representadas como um modelo distribuído de base física. O modelo é capaz de quantificar a distribuição espacial e temporal da erosão do solo em vertentes e bacias

hidrográficas, sendo composto por submodelos que incorporam os processos de geração estocástica do clima, infiltração, escoamento superficial e subsuperficial, hidráulica da enxurrada, crescimento de plantas, manejo de resíduos, perturbação e consolidação do solo e mecânica dos processos erosivos (FLANAGAN; NEARING, 2000; NEARING et al., 2005).

Os processos de desagregação, deposição e transporte de sedimentos são calculados pelo modelo utilizando uma equação estacionária de continuidade dos sedimentos, capaz de representar separadamente os processos de erosão laminar em sulcos (NEARING et al., 1989). A erosão em sulcos ocorre se a tensão de cisalhamento exercida pela enxurrada superar a tensão crítica de cisalhamento do solo e a carga de sedimentos da enxurrada é sempre menor do que a capacidade de transporte da enxurrada, caso contrário resultando em deposição de sedimentos (AKSOY; KAVVAS, 2005). A erosão laminar é representada como uma função da intensidade da chuva, cobertura do solo, cobertura do dossel e erodibilidade entre- sulcos, sendo responsável por fornecer sedimentos ao fluxo concentrado da enxurrada (NEARING et al., 2005).

5.9. Potencialidades e Limitações dos modelos WEPP e GEOWEPP

5.9.1. Influência da Morfologia na Modelagem

Segundo Foster et al. (1980), os modelos estatísticos que podem ser usados na prevenção da erosão do solo, em sua grande maioria os procedimentos utilizados são baseados na equação de MANNING. Entretanto, Giménez e Govers (2001) afirmam que a aplicação da tensão de cisalhamento em práticas de erodibilidade em sulco é problemática. O fluxo da água em sulco não é bem descrito pela equação de MANNING: pois, quando a água que ocasiona a erosão percorre livremente seu trajeto a velocidade é independente da inclinação devido a mecanismos de ligação entre a hidráulica do fluxo e a morfologia do sulco. Dessa maneira o WEPP em sua modelagem assume que o mesmo obtém um valor constante para o solo descoberto, juntamente com um fator de atrito proposto, o que resulta na velocidade dessa água em sulco dependerá diretamente da declividade do terreno (GILLEY; WELTZ,1995).

O modelo WEPP trata erosão em sulcos e erosão entressulcos como processos separados (NEARING et al., 1989). Perante isso, (Foster 1982, Nearing et al. 1989 e Foster et al. 1995), afirmam que em WEPP a erosão em sulcos é uma função da capacidade de deslocamento de fluxo de água, carga de sedimentos, capacidade de transporte, largura de fluxo e espaçamento. A capacidade de desprendimento do fluxo é modelada como uma

função do excesso de tensão de cisalhamento do solo. Várias abordagens têm sido utilizadas para estimar a erosão em sulcos no solo, mas os parâmetros “universais” que melhor descrevem essa técnica são: erodibilidade em sulcos e tensão crítica cisalhante. A modelagem do desprendimento de sedimentos da erosão em sulcos requer parâmetros hidráulicos (velocidade do fluxo e raio hidráulico). Quando se trata do tema erosão do solo, podemos analisar 2 tipos de fluxos de escoamento: escoamento de fluxo laminar (onde a velocidade da água é baixa e não há difusão e mistura entre camadas de solo) e escoamento de fluxo turbulento (onde a velocidade da água é mais elevada e há difusão e mistura entre camadas de solo). Com isso, conclui-se que o deslocamento da partícula é maior no fluxo turbulento do que no laminar (SUGUIO; BIGARELLA,1990).

Perante formas de relevo diferentes, as velocidades calculadas alcançarão pontos críticos com os fluxos de escoamento superficial. Levando em consideração a pedoforma do ambiente, onde para vertentes longas e pouco declivosas, há a junção dos fluxos superficiais e para vertentes muito declivosas (mesmo curtas), há o aumento da velocidade dos fluxos. As convergências dos fluxos superficiais ocorrem em perfil de encostas convexas com linhas de nível côncavas, ocorre aumentando a declividade do terreno e velocidade dos fluxos respectivamente (BLOOM, 1996). Contudo para o perfil côncavo e linhas de nível côncavas, ocorre redução da declividade com atenuação das velocidades dos fluxos (BLOOM, 1996).

A convergência de fluxo acelera a ruptura entre materiais, neste sentido, a relação entre a forma erosiva e a geometria das encostas serve de subsídio à detecção de áreas mais propícias ao processo erosivo (SILVA et al, 2003).

Os fluxos de escoamento superficial variam conforme a intensidade de velocidade da água, alcançando assim, velocidades críticas de erosão (dependendo também do relevo do terreno).

5.9.2. Calibrações e Parametrizações

A larga variabilidade espacial e temporal do fenômeno de erosão gera dificuldades associadas às calibrações e validações da distribuição espacial do fenômeno através de modelos, como o WEPP (JETTEN et al., 2003). Gerando assim uma breve janela de incertezas em relação aos valores dos parâmetros de entrada. Diante a essa situação para uma previsão coerente ao se tratar da utilização de modelos computacionais relacionados aos processos erosivos dos solos há a necessidade de calibrações, desta forma é possível aproximar os valores de dados de entrada às condições reais da área a ser modelada.

O modelo WEPP desempenha sua funcionalidade relacionada ao seu desenvolvimento em prever erosão em terrenos agrícolas, florestais e pastagens. Entretanto, algumas questões estatísticas e matemáticas precisam de melhorias, principalmente no que diz respeito ao seu comportamento em relação à morfologia do terreno, como mencionado anteriormente, afetando de forma considerável as estimativas de deslocamento, e consequentemente nas dinâmicas de desprendimento de partículas a partir da energia cinética do caminhamento de fluxo e escoamento superficial. Vale ressaltar a incapacidade do modelo WEPP em predizer a erosão em voçorocas permanentes, a inaplicabilidade do conceito que divide erosão laminar e em sulcos em áreas não cultivadas e a existência de certo grau de empirismo em parte das equações do modelo apesar de sua natureza física (MERRITT et al., 2003).

5.9.3. Interface Gráfica Espacializada - GEOWEPP

Tornar a interface gráfica do modelo WEPP mais amigável foi discutido desde o lançamento da primeira versão em 1995, foram realizadas diversas tentativas de e disseminar a sua utilização nas agências ambientais norte-americanas (FLANAGAN et al., 2007). Em 1998 ocorreu o primeiro esforço, que se concentrou em substituir a interface baseada em DOS para Windows (FLANAGAN et al., 1998) e resultou na interface que é utilizada até os dias de hoje.

Para potencializar e disseminar o uso do modelo para aplicações em bacia hidrográficas fazia-se importante a integração do modelo WEPP à SIGs, tal feito permitiria o estudo georreferenciado da erosão. Um exemplo é o EDI ou Erosão Database Interface, trata-se de um programa de computador para aplicação georreferenciada de USLE e WEPP, desenvolvido na Universidade de São Paulo, (RANIERI *et al.*, 2002). Outros exemplos foram criados por (RENSCHLER, 2003; FLANAGAN et al., 2004), e destas iniciativas a mais promissora em âmbito de aplicabilidade é conhecida com GEOWEPP (RENSCHLER, 2003). A mesma conta com extensão do modelo WEPP para o software ArcGIS (ESRI, 2015).

5.9.4. Demanda de Dados de Entrada e Limitação de Área

O modelo WEPP demanda de uma grande quantidade de dados de entrada, sendo assim um fator limitantes. Além da grande quantidade de arquivos de inputs, o nível de refinamento em que estes dados devem estar para início do uso da interface GEOWEPP e sua limitação de área para processamento pode tornar o modelo e interface inviáveis a modelagens de grandes áreas. Dessa maneira a metodologia se torna ainda mais sistemática e

trabalhosa, uma solução é o desenvolvimento de categorizações visando a segmentação da área total em URH (Unidades de Respostas Hidrológicas) com áreas de tamanho limite que o GEOWEPP suporte e que representem as condições biofísicas de interesse. Ainda no quesito relacionado ao refinamento dos dados de entrada, a necessidade de conversão de todos os dados de entrada em arquivos ASCII tornar o processo demorado e muitas vezes complexos, dessa forma que em muitas situações o próprio modelo não consegue processar as informações dos arquivos textos demandando um nível de detalhamento e compatibilidade de pixel exorbitante para que o mesmo carregue o projeto e associe todas as informações sobrepostas, dito isso, gera-se uma grande necessidade de padronização de todos s dados de entrada em seu momento de construção.

5.9.5. Modelagem Prognóstica de Erosão do Solo

Apesar das limitações, o modelo WEPP foi e continua sendo utilizado por importantes agências conservacionistas dos Estados Unidos, incluindo o Serviço Florestal Norte-Americano (USDA Forest Service) e a Agência de Proteção Ambiental Norte-Americana (EPA), formando um legado consistente e dando grande credibilidade ao modelo (FLANAGAN et al., 2007).

O desenvolvimento de modelos como o WEPP evidencia a evolução da ciência do solo associada a preocupação em solucionar as questões problemáticas relacionadas aos processos erosivos mecânicos, sendo assim um eficiente modelo de base física e difundido para calcular erosão em sulco e entressulco.

O modelo WEPP desempenhou sua função com sucesso a predição de processos erosivos em bacias hidrográficas de uso agropecuário após calibrações para uso e ocupação do solo predominantes por culturas de cana-de-açúcar e pastagens em no Brasil (SPAROVEK; SCHNUG, 2001a; RANIERI *et al.*, 2002; JONG VAN LIER DE et al., 2005).

6. MATERIAIS E MÉTODOS

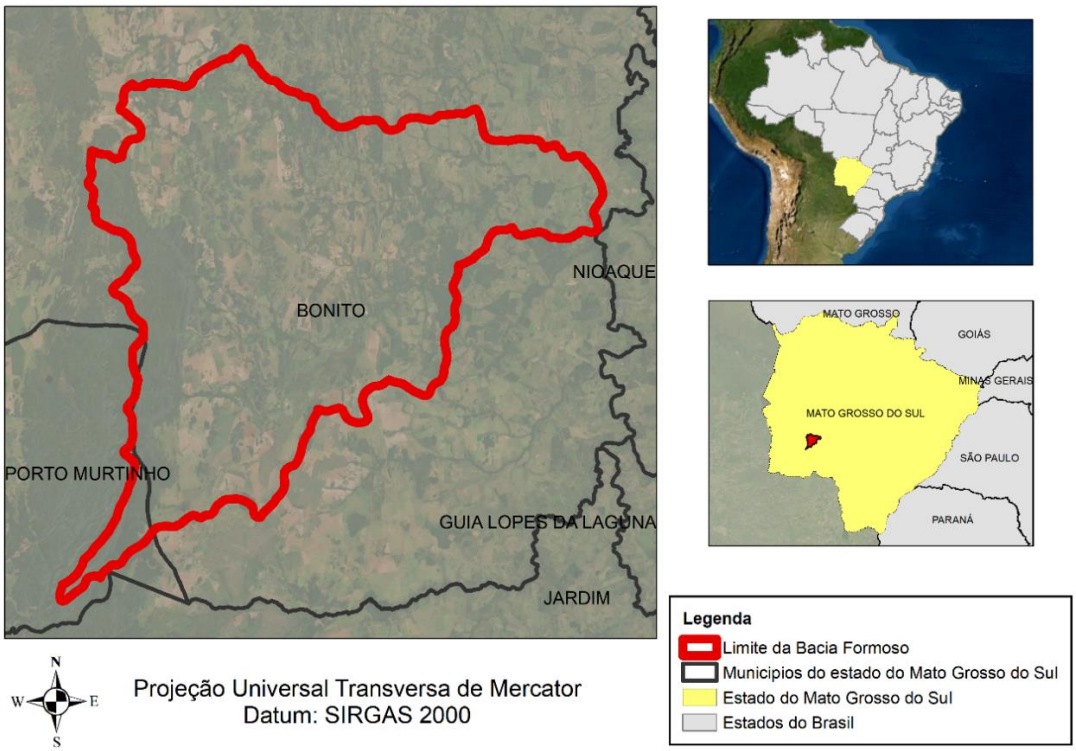
6.1. Descrição da área de estudo

6.1.1. Localização geográfica da área de estudo

A área de estudo está inserida no município de Bonito, localizado no estado do Mato Grosso do Sul, situada na microrregião Bodoquena, mesorregião Sudoeste do Estado do Mato Grosso do Sul (Figura – 2). O município de Bonito está localizado entre as coordenadas geográficas (UTM) 7.734.757 e 7.629.832 m de latitude sul e 595.745 e 512.265 m de longitude oeste, correspondendo a uma superfície de 494 km^2.

O Rio Formoso, com 100,63 km de extensão da nascente até a foz, caracteriza-se como o principal contribuinte de sua bacia. Com aproximadamente 1.334 km², a bacia hidrográfica do Formoso ocupa uma área irregular situada entre os paralelos de 21°00’ e 21°30’ de latitude S e 56°10’ e 56°50’ de longitude W, na porção central do município de Bonito, a sudoeste do Estado de Mato Grosso do Sul (SEMA/IMAP, 2002). Insere-se na sub-bacia do Rio Miranda, uma das seis sub-bacias do Alto Paraguai. Seus limites são os divisores das bacias dos rios Bacuri (ao norte), Perdido (a oeste), da Prata (ao sul), e o rio Miranda (a leste).

Figura 2 - Localização da Área de Estudo



6.1.2. Clima

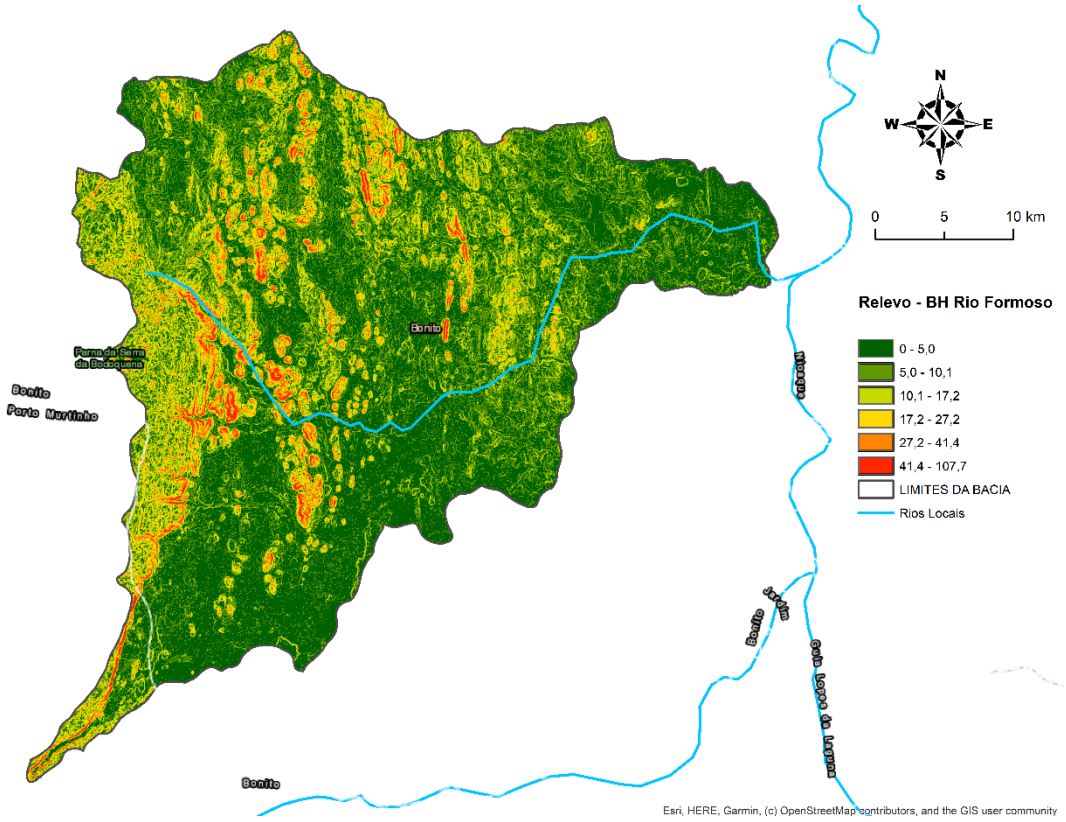
A classificação climática da região, é Aw segundo critério de Koppen (1948), característica por um clima tropical, com inverno seco de maio a outubro, uma estação seca e bem definida, considerando a precipitação média inferior a 60 mm. O total das chuvas para o período mais seco, entre julho e agosto, é muito baixo, respectivamente, 33 e 36 mm. As maiores precipitações concentram-se nos meses de outubro a março, caracterizando um verão chuvoso de novembro a abril. A temperatura média anual corresponde à 23,1 ºC e precipitação média anual de 1.454 mm. Para condição de CAD (capacidade de água disponível) de 100 ou 125 mm há existência de excedente hídrico nos meses de período mais chuvoso (outubro a março), com dois períodos de déficit nos meses de abril e de junho a agosto. A reposição hídrica se dá de setembro a outubro, e em menor magnitude em maio.

6.1.3. Relevo

Na sua configuração longitudinal N-S a Bacia do Rio Formoso atinge altitudes de até 650m. A borda ocidental, sobretudo a norte, é escarpada chegando por vezes a atingir cerca de 300m de desnível, em relação às rochas do embasamento. A leste termina como um frontão serrano que, bruscamente ou em degraus, faz face às planícies dos grandes inclinais e anticlinais da Zona Serrana Oriental (JUSTO, 1999). A Figura 3 ilustra as variações de declividade presentes na Bacia do Rio Formoso.

Sobre o embasamento calcário da região Centro-Oeste, a maior expressão desses solos ocorre na serra da Bodoquena, onde são verificadas variações do relevo desde forte ondulado no interior do planalto a plano ou suave ondulado nas orlas leste e oeste, dependendo da natureza das camadas que o constituem. Nessa paisagem, são observadas feições de relevo cárstico, como hidrografia subterrânea e dolinas, embora estas não sejam típicas (EMBRAPA, 2006).

Figura 3 - Declividade da Bacia do Rio Formoso



6.1.4. Geologia

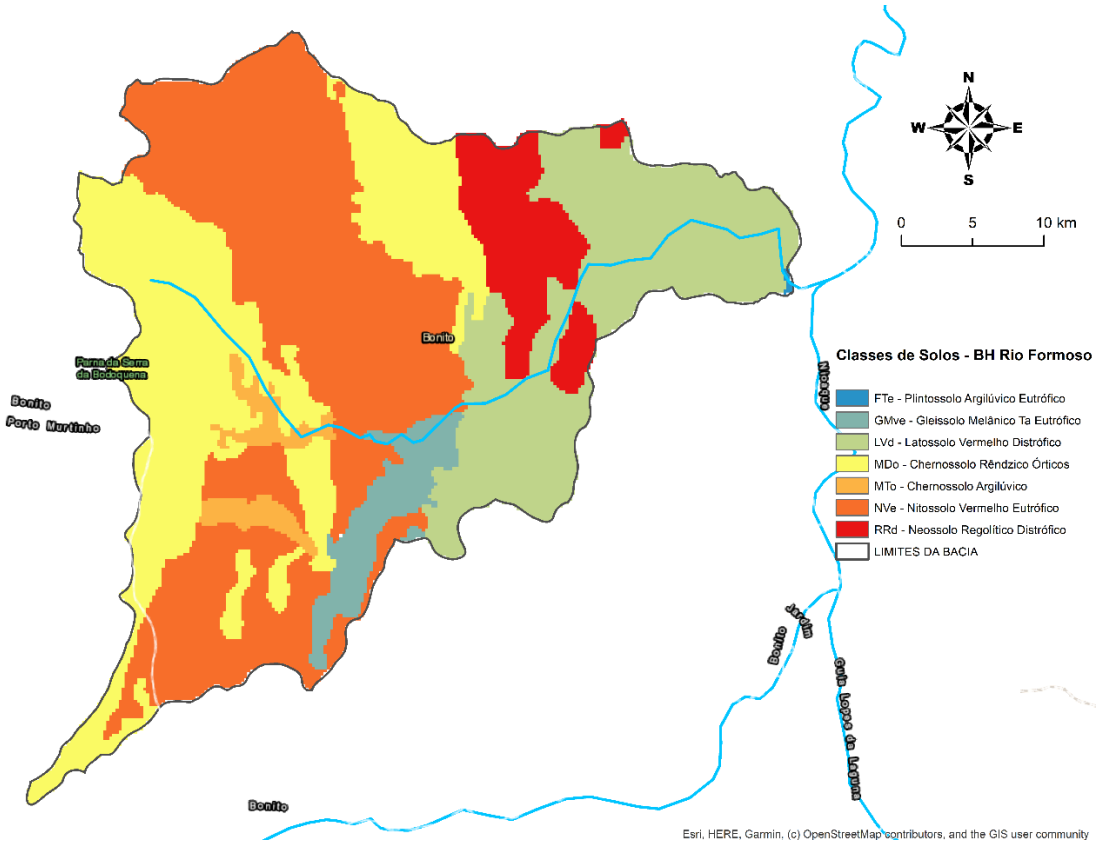
Em geral, são escassas as informações sobre os recursos naturais do Estado do Mato Grosso do Sul. Segundo a base de dados do Projeto Radam Brasil, o material geológico da área estudada pertence aos Grupos Cuiabá e Corumbá do período pré-cambriano superior. O Grupo Corumbá é constituído pelas Formações Cerradinho e Bocaina. Em menor proporção, à Formação Aquidauana, do período Carbonífero Superior.

6.1.5. Classes de solos da Bacia do Formoso

Segundo os dados de mapeamento de solos do Projeto Radam Brasil, sete classes de solos estão presentes na Bacia do rio Formoso, desta forma a bacia torna-se bastante heterogênea em parâmetros biofísicos para a modelagem. O Nitossolo Vermelho Eutrófico predomina o território da bacia, seguido do Chernossolo Rêndzico Órtico, Latossolo Vermelho Distrófico (Figura 4). A região nordeste da bacia detém o Neossolo Regolítico Distrófico, enquanto uma pequena porção à Sudoeste apresenta o Chernossolo Argilúvico. Ao Sul observa-se uma parcela ocupada por Gleissolo Melânico Ta Eutrófico, e à Leste uma

parcela extremamente pequena de Plintossolo Argilúvico eutrófico. A distribuição espacial das classes de solos é apresentada na (Figura 4).

Figura 4 - Principais classes de solos no entorno do Rio Formoso



A Bacia do Rio Formoso é predominantemente ocupada por solos de característica argilosa, em sua grande maioria solos bem estruturados como o Nitossolo Vermelho Eutrófico, e como no caso de Latossolos Vermelhos Distrófico são profundos e bem drenados. Entretanto há também a presença de solos predominantemente arenosos como o Neossolo Regolítico e não tão profundos, a título de um melhor entendimento das características das classes de solos presentes, as mesmas serão brevemente descritas abaixo:

Nitossolo Vermelho Eutrófico – NVE

A classe de Nitossolos são predominantes na Bacia do Rio Formoso e são definidos pelo SiBCS (EMBRAPA, 2018) como solos constituídos por material mineral, com horizonte B nítico, textura argilosa ou muito argilosa (teores de argila maiores que 350g/kg de solo a partir do horizonte A), estrutura em blocos subangulares ou angulares, ou prismática, de grau moderado ou forte, com cerosidade expressiva nas superfícies dos agregados e gradiente

textural menor que 1,5. Os Nitossolos Vermelhos: possuem matiz 2,5YR ou mais vermelho na maior parte dos primeiros 100cm do horizonte B. Ocorrem em extensas áreas encontradas nos planaltos basálticos que se estendem desde São Paulo até o Rio Grande do Sul. Além destas ocorrências principais, podem ser identificados, com certa amplitude espacial, nos estados de Minas Gerais, Goiás, Tocantins, Mato Grosso e Mato grosso do Sul e em pequenas áreas na cidade de Altamira, no Pará.

Latossolos Vermelhos Distrófico – LV

No município de Bonito, os Latossolos apresentaram espessura em torno de 150cm ou superior com sequência de horizontes do tipo A-B-C, sendo bem a fortemente drenados, sendo o horizonte superficial classificado como A moderado e, em menor proporção como A chernozêmico. São originados de produtos da decomposição de filitos e xistos do Grupo Cuiabá ou de sedimentos de natureza argilosa, calcários, dolomitos do Grupo Corumbá - Formação Bocaina e Formação Cerradinho. Ocorrem principalmente em áreas de relevo plano e suave ondulado com vertentes longas estando relacionados à formação vegetal de floresta tropical subcaducifólia, sendo a pastagem o principal uso destes solos.

Chernossolos Rêndzicos – MD e Chernossolos Ebânicos – ME

A classe de Chernossolos são constituídos por material mineral, conforme definido pelo SiBCS (EMBRAPA, 2018) apresentam horizonte A chernozêmico seguido por horizonte B incipiente ou B textural, ou outro horizonte com caráter argilúvico, em todos os casos com argila de atividade alta e saturação por bases alta. No município de Bonito esta classe de solo ocorre associada à classe de solo: Nitossolo e Latossolo Vermelho. O material originário é proveniente da decomposição de calcários e dolomitos associados ao Grupo Corumbá – Formação Bocaina. Ocorrem normalmente em relevos mais movimentados, ondulado a forte ondulado sob formação vegetal de floresta tropical subcaducifólia.

Neossolos Regolíticos – RR

Neossolos são solos com pequeno desenvolvimento pedogenético, caracterizado ou por pequena profundidade (rasos) ou por predomínio de areias quartzosas ou pela presença de camadas distinta herdadas dos materiais de origem (IAC, 2018). São definidos pelo SiBCS (EMBRAPA, 2018) como solos com contato lítico a uma profundidade maior que 50cm e horizonte A sobrejacente a horizonte C ou Cr, admitindo horizonte Bi com menos de 10cm de espessura. Apresentam pelo menos um dos seguintes requisitos: a) 4% ou mais de minerais primários alteráveis (menos resistentes ao intemperismo) na fração areia total e/ou no

cascalho, porém referidos a 100g de TFSA, em algum horizonte dentro de 150cm da superfície do solo; b) 5% ou mais do volume da massa do horizonte C ou Cr, dentro de 150cm de profundidade, apresentando fragmentos de rocha semi-intemperizada, saprolito ou fragmentos formados por restos da estrutura orientada da rocha (pseudomorfos) que originou o solo.

No município de Bonito, os Neossolos Regolíticos estão normalmente associados aos Neossolos Litólicos. Ocorrem em relevos suave ondulado e ondulado sob a formação floresta tropical caducifólia. Resultam da decomposição do filitos, xistos e metassiltitos associados ao Grupo Cuiabá do período pré-cambriano superior. O principal uso é a pastagem natural. Os Neossolos Regolíticos foram classificados no terceiro nível do SiBCS (EMBRAPA, 2018) como distrófico, com baixa satuação por bases e no quarto nível como típicos e lépticos. O termo léptico indica contato lítico entre 50cm e 100cm da superfície do solo.

Gleissolos Háplicos – GX

São definidos pelo Sistema Brasileiro de Classificação de Solos da (EMBRAPA, 2018), como solos hidromórficos constituídos por material mineral com horizonte glei iniciando-se dentro dos primeiros 150 cm de profundidade imediatamente abaixo de horizonte A de qualquer tipo ou de horizonte hístico com menos de 40 cm de espessura, ou entre 50 e 125 cm de profundidade se imediatamente abaixo de horizonte A ou E, ou de horizonte B incipiente, B textural ou horizonte C que apresentem cores de redução e mosqueamento abundantes. Solos com argila de atividade alta e alta saturação por bases (V > 50%) na maior parte dos primeiros 100cm a partir da superfície do solo. Foram classificados como plíntico ou típico no quarto nível categórico do SiBCS (EMBRAPA, 2018).

Plintossolos Argilúvicos – FT

Definidos pelo SiBCS (EMBRAPA, 2018) como solos com horizonte plíntico e caráter argilúvico. Apresentam baixa saturação por bases no terceiro nível e no quarto nível, como típico indicando a ausência de caráter extraordinário ou presença de caráter intermediário para outra classe de solo.

6.2. Softwares utilizados

O geoprocessamento dos dados e sensoriamento remoto foram conduzidas em ambiente SIG, por meio dos softwares ArcGIS 10.3 (ESRI, 2015), aliado ao software ArcGIS utilizasou-se também a extensão ArcHydro 10.3 (ESRI, 2018). As etapas de modelagem de

erosão foram realizadas com os modelos WEPP v2012.8 (FLANAGAN;NEARING, 1995), e GEOWEPP for ArcGIS 10.3 (RENSCHLER, 2003). Para gerar dados climáticos para as simulações do modelo WEPP também foi utilizado o software Cligen 4.3 (NICKS et al., 1995). Para etapas conduzidas externamente do ambiente de geoprocessamento utilizou-se o software R 3.0.1, com auxílio da interface RStudio 0.98.501 (RSTUDIO TEAM, 2013) para análises estatísticas.

6.3. Tratamento e construção de dados para modelagem

6.3.1. Caracterização do Uso e Cobertura da Bacia do Rio Formoso e construção de dados de transição

Os dados de Cobertura e Uso do Solo foram extraídos da Coleção 5.0 do MAPBIOMAS BRASIL correspondente ao período de 1985 a 2019. Estes dados são mapas no formato matricial com pixel de 30x30m. Com o intuito de analisar espacialmente as conversões de área de vegetação nativa para usos como pastagem e agricultura ao longo tempo, foram gerados mapas de transições de 1985 a 2019 a cada dez anos, nos intervalos de 1985 a 1995, 1995 a 2005, 2005 a 2015 e 2015 a 2019.

Os dados do Mapbiomas possuem valores próprios que representam cada classe de cobertura e uso do solo, a título de agregação das classes de vegetações nativas e otimização de classes de interesse ocorreu a necessidade da sobreposição dos mapas de cobertura através de uma equação da calculadora raster do ArcGis, gerando a necessidade de uma reclassificação dos valores e legendas dos dados. Na tabela 1 a reclassificação refere às áreas onde a cobertura e uso do solo permaneceram com o mesmo valor dos pixels referente ao dado do período anterior, sendo considerado neste intervalo de dez anos ou até em todo o período de transição total como uma ocupação permanente.

Tabela 1 - Reclassificação de pixel sob ocupações permanentes

Nova classificação dos pixels em uso pleno		
Categoria	**Código Mapbiomas**	**Classificação**
Formação Florestal	03	10
Pastagem	15	20
Soja	39	30

Diferente das transições (Tabela 2) onde os valores de pixel dos dados anteriores não são os mesmos do próximo período de sobreposição, indicando assim a conversão da área.

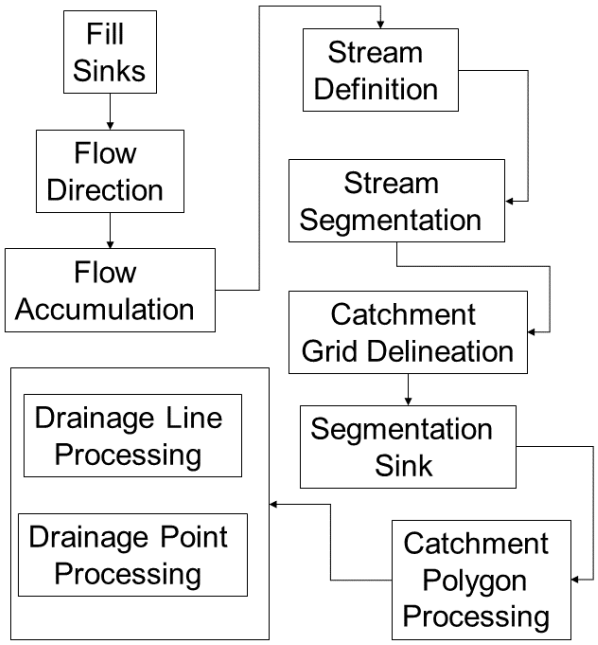
Tabela 2 - Reclassificação de pixel sob transições

Nova classificação dos pixels sob transição	
Transição	**Código**
Vegetação Nativa - Pastagem	3
Vegetação Nativa - Agricultura	4
Pastagem – Soja/Milho	5

6.3.2. Tratamento e parametrização do Modelo de Elevação Digital e desenvolvimento de áreas de contribuição

O modelo de elevação digital (MDE) da Shuttle Radar Topography Mission (SRTM), fornecido pelo United States Geological Survey (USGS) na resolução de 30m x 30m, foi utilizado para calcular as áreas de contribuição, mas também são dados de entrada no modelo final. Utilizando o ArcMap 10.3 e a extensão ArcHydro, é possível gerar bacias de contribuição a partir de um MDE (Modelo de Elevação Digital), aplicando uma sequência de processos exibidos na (Figura 5), e descritos logo abaixo.

Figura 5 - Fluxograma das ferramentas utilizadas no ArcHydro para construção das áreas de contribuição



A primeira função utilizada é a *Fill Sinks*, esta função preenche os sumidouros em uma grade. Modelos como o GEOWEPP tendem a não compreender determinadas funções do relevo caso a diferença de valor do pixel de altitude seja abrupta, podendo considera que a água ficará presa nessa célula e não pode fluir, a função *Fill Sinks* modifica o valor de elevação para eliminar estes problemas. A função *Flow Direction* calcula a direção do fluxo para uma determinada grade, os valores nas células da grade fluxo de direção indica a direção da descida mais íngreme dessa célula. Posteriormente a função *Flow Accumulation* calcula a grade de acumulação de fluxo que contém o número acumulado de células a montante de uma célula, para cada célula na grade de entrada. Para calcular a grade de fluxo com base em uma grade de acumulação de fluxo e um usuário especificado limiar utiliza-se a *Stream Definition* nesta ferramenta as células grade de acúmulo de fluxo de entrada que têm um valor maior que os limites são atribuídos um valor de 1 na grade do fluxo. Todas as outras células não são atribuídas a nenhum dado. Um valor padrão é exibido para o limite do rio. Este valor representa 1% do fluxo máximo de acumulação: é o limite recomendado para determinação do fluxo. Deve-se observar que esses fluxos são usados para preparar dados pré-processados que ajudarão a acelerar o delineamento do ponto. Esses fluxos não precisam contínuos para ser significativo ou representativo dos fluxos existentes. Qualquer outro valor de limite pode ser selecionado. Ao limiar menor isso resultará em rede de fluxo mais densa e geralmente em um número maior de áreas de captação, o que pode dificultar o desempenho do delineamento. Se as unidades terrestres foram definidas (caso contrário, a área ficará acinzentada), o limite também pode ser definido usando a área em quilômetros quadrados.

Na bacia em questão usou-se o valor referente a 1.0 com o intuito de delinear futuramente bacias de contribuição com tamanho de área próximo a 100 hectares. Um caminhamento de fluxo pode ser um segmento de cabeça ou pode ser definido entre a junção de dois com a função *Stream Segmentation* que cria uma grade de caminhamentos de fluxos que possuem uma identificação única. A função mais importante na construção das áreas de contribuição é a *Catchment Grid Delineation*, pois cria um raster no qual cada célula carrega um valor (código da grade) que neste trabalho denominamos como Hydro-ID, o qual indica para qual área de captação a célula pertence. O valor corresponde ao valor transportado pelo segmento de fluxo ou sumidouro link que drena essa área, definido na grade de link de segmento de fluxo de entrada (Segmentação de fluxo) ou coletor de grade de links (*Segmentation Sink*). Assim irá usar o link de fluxo gerado usando o fluxo de função de segmentação. A função *Catchment Polygon Processing* converte os valores do raster gerado

na função acima, resultando em um arquivo no formato de polígono da grade de captação. Para gerar a camada referente ao fluxo de drenagem utiliza-se a função *Drainage Line Processing* que converte a grade de link de fluxo de entrada normalmente criada com a segmentação de fluxo, função em uma classe de recurso de linha de drenagem, finalizando-se com uma última função com arquivo final em formato de pontos a *Drainage Point Processing* permite gerar os pontos de drenagem associados às bacias hidrográficas.

6.3.3. Parametrização dados de entrada WEPP

Para estimar a perda de solos da Bacia do Rio Formoso, utilizou-se o modelo WEPP (FLANAGAN e NEARING, 1995). Para estimativa de perdas por processos erosivos do solo o modelo baseia-se em processo, onde dentro de sua interface é capaz de simular clima, hidrologia de superfície, hidráulica de fluxo superficial, balanço hídrico, crescimento de plantas, gerenciamento e decomposição de resíduos, distúrbios do solo por preparo do solo e irrigação para prever processos erosivos em encostas (FLANAGAN et al., 2007). Entretanto, para uma modelagem precisa faz-se necessária a calibração dos dados de entrada buscando a representação real das condições da área de estudo.

6.3.3.1. Arquivos de solos

Os parâmetros físicos dos solos são dados importantes para construção dos arquivos de entrada no modelo WEPP. A partir destes dados o modelo é capaz de calcular fatores que influenciam diretamente nos processos erosivos como a erodibilidade entressulcos, erodibilidade em sulcos, tensão crítica de cisalhamento, e a condutividade hidráulica. Desta forma, seguindo a base de dados de mapeamento de solos, o Relatório volume 28 do Projeto Radam Brasil – Folha SF 21 – Campo Grande, da mesma base foram extraídos os parâmetros físicos (Apêndice A) gerando novos arquivos, onde cada um representa uma classe de solo presente na Bacia do Rio Formoso. Posteriormente esses arquivos que foram construídos no WEPP são exportados em formato texto para modelagem na interface espacial GEOWEPP.

6.3.3.2. Arquivos de cultura

O modelo WEPP oferece em sua base de dados arquivos de cultura para modelagem culminando em resultados de perdas de solos, entretanto, devido a sua origem, o modelo não conta com determinadas culturas de clima tropical, da mesma da forma que culturas se

comportam de maneira diferente em regiões temperadas, baseado nesta informação alguns parâmetros fisiológicos necessitam de calibração para que respondam às condições de campo do Brasil. Algumas calibrações foram necessárias principalmente nos arquivos de pastagem visando a representação de uma cobertura pouco eficiente como são as pastagens brasileiras, para ajustar essa condição são os parâmetros relacionados ao percentual de cobertura que necessitaram de alterações. Dessa mesma maneira, os arquivos de Vegetação Nativa originais do modelo não nos servem, uma vez que as florestas temperadas são diferentes das florestas tropicais no que se diz respeito aos fatores de cobertura de dossel influenciando diretamente nas interações da energia cinética das chuvas com os solos, os parâmetros das culturas podem ser observados no Apêndice B.

6.3.3.3. Arquivos de Manejo

Com o intuito de refinamento dos dados de entrada de manejo no WEPP foi necessário um breve levantamento das técnicas de manejo na Bacia do Rio Formoso a partir de uma entrevista com o Engenheiro Agrônomo, Paulo Sérgio da SEMAGRO - Secretaria de Meio Ambiente, Desenvolvimento Econômico, Produção e Agricultura do Estado do Mato Grosso do Sul. O questionário aplicado está disponível para consulta em anexo.

A região caracteriza-se pela adoção da prática de plantio direto de soja seguida de milho e posterior realiza-se a inserção de animais para atividade de pastejo durante o período de vazio sanitário. O estado do Mato Grosso do Sul conta com 3,389 Milhões de hectares de área plantada destinadas a produção do grão segundo dados da SEMAGRO (Secretaria de Meio Ambiente, Desenvolvimento Econômico, Produção e Agricultura Familiar). Durante 90 dias entre 15 de julho e 15 de setembro, visando evitar a propagação e perdas pela ferrugem asiática, o cultivo da soja é proibido e sujeito a penalidades. Além das questões fitossanitárias, o calendário de plantio leva em consideração o Zoneamento de Risco Climático.

Segundo o calendário de plantio e colheita da (CONAB, 2019) no estado a soja caracteriza-se por um cultivar com ciclo de 120 dias, podendo ser plantada respeitando o Zoneamento de Risco Climático e o vazio sanitário entre setembro e dezembro com colheita entre janeiro e abril. Enquanto o milho, na região da bacia do Rio Formoso sendo uma cultura de segunda safra, sendo plantado logo após a colheita da soja, com tamanho de ciclo considerado normal, com 130 dias, tem sua colheita em julho próximo ao início do vazio sanitário.

Considerando as condições de manejo da Bacia do Rio Formoso, construiu-se o arquivo de manejo para entrada no WEPP (Tabela 3), o arquivo deve levar em consideração as atividades executadas no solo com o intuito de calcular sua influência no processo de desprendimento de partículas e demais interações com os processos erosivos. O arquivo de plantio direto conta com poucas operações devido ao seu caráter conservacionista, contando com o plantio da soja em meados do dia 10 de novembro coincidindo com o período chuvoso no município, com colheita em março e plantio direto do milho com colheita em julho, inserindo assim as atividades de pastejo.

Tabela 3 - Arquivo de entrada para Manejo em Plantio Direto - Soja / Milho

Data	Tipo de operação	Descrição	Comentários
30/07/01	Condições iniciais	Após a colheita do milho no outono	
10/11/01	Tillage	Plantadeira adubadeira de plantio direto	Profundidade: 5,08 cm
10/11/01	Planta - Anual	Soja	Largura da Linha: 50 cm
10/03/02	Colheita - Anual	Soja	Largura da Linha: 50 cm
10/03/02	Tillage	Plantadeira adubadeira de plantio direto	Depth: 5.08 cm
10/03/02	Planta - Anual	Milho	Largura da fileira: 70 cm
30/07/02	Colheita - Anual	Milho	Largura da fileira: 70 cm
01/08/02	Cronograma de Início de Pastoreio	1 vaca por ha	
05/11/02	Pare de pastar		

Nota: Nas operações de plantio e aplicação de herbicida considerou-se que não há perturbação do solo

Baseado na narrativa da interferência de diferentes manejos e diferenciação das taxas de perdas de solos por processos erosivos, realizou-se a construção de um cenário onde as áreas de agricultura fossem ocupadas por manejo convencional. O arquivo de Plantio Convencional (Tabela 4) leva em consideração as perturbações e revolvimentos dos solos como a aragem e gradagem, além das atividades de plantio de colheita, as datas de plantio e colheita são as mesmas do arquivo de plantio direto.

Tabela 4 - Arquivo de entrada para Manejo em Plantio Convencional - Soja / Milho

Data	Tipo de operação	Descrição	Comentários
30/07/01	Condições iniciais	Após a colheita do milho no outono	
10/11/01	Tillage	Disco de cultivo, aração pesada em tandem> espaçamento de 10	
15/11/01	Tillage	Gradagem	

20/11/01	Tillage	Plantadeira	Profundidade: 5,08 cm
20/11/01	Planta - Anual	Soja	Largura da Linha: 50 cm
20/03/02	Colheita - Anual	Soja	Largura da Linha: 50 cm
25/03/02	Tillage	Arado para preparo do solo com cinzel	Depth: 5.08 cm
30/03/02	Tillage	Plantadeira	Depth: 5.08 cm
30/03/02	Planta - Anual	Milho	Largura da fileira: 70 cm
30/07/02	Colheita - Anual	Milho	Largura da fileira: 70 cm
01/08/02	Cronograma de Início de Pastoreio	1 cabeça por ha	
05/11/02	Pare de pastar		

Nota: Nas operações de plantio e aplicação de herbicida considerou-se que não há perturbação do solo

6.3.3.4. Arquivo de Clima

Para executar o WEPP e os modelos de erosão do solo WEPS, são necessárias as inserções de estimativas de parâmetros de tempestade individuais, incluindo tempo para atingir o pico, intensidade do pico e duração da tempestade. Desta forma utiliza-se o CLIGEN que se trata de um gerador de tempo estocástico que produz estimativas diárias de precipitação, temperatura, ponto de orvalho, vento e radiação solar para um único ponto geográfico, usando parâmetros mensais (médias, SDs, assimetria) derivados das medições históricas (MEYER, 2004). A geração dos dados climáticos para o município de Bonito-MS, tornou-se inviável devido a questões relacionadas ao gerenciamento de tempo. E as estações meteorológicas deveriam estar próximas à cidade para que pudessem fornecer em série histórica dados climáticos que captassem os possíveis eventos extremos que impactariam na modelagem. A estação automática do município de Jardim a 50 km de Bonito foi criada em 2011, gerando apenas 10 anos de dados históricos, insuficientes para esta modelagem de 34 anos. Outra estação automática passível de uso seria a de Campo Grande, criada em 2001, ainda insuficiente para o período de interesse e localizada a 297 km de distância da bacia o que faz com que não capte qualquer tipo de evento extremo. Desta forma, o arquivo de clima para o município de Campinas referente aos anos da modelagem foi fornecido pela Professora Doutora Isabella de Maria, do Instituo Agronômico de Campinas (IAC). Os valores de precipitação média e temperatura nos municípios Piracicaba, São Paulo e Bonito, Mato Grosso do Sul são similares, assim como o início e término de suas estações chuvosas e secas permitindo assim que este arquivo possa ser utilizado para a modelagem de previsão de perda

do solo, uma vez que não é possível criar um dado refinado que reflita as condições reais em série histórica do município sem a presença de estações meteorológicas.

6.4. Caracterização e escolha de microbacias para processamento

Devido à grande extensão da bacia do Rio Formoso e mediante às limitações de processamento do GEOWEPP, fez-se necessária a segmentação da bacia em áreas representativas, estas baseadas em cenários a partir dos parâmetros biofísicos da mesma. Dito isso, adotou-se metodologicamente critérios de escolha destas áreas, estes que serão descritos ao decorrer deste tópico.

6.4.1. Estatística Zonal

A partir dos raster de transição e solo usou-se a ferramenta Estatísticas Zonais do software ArcGis, 10.3 (ESRI, 2015). Com a ferramenta em questão uma estatística é calculada para URH definida por um conjunto de dados de zona, com base nos valores de outro conjunto de dados (um raster de valor). Assim, um único valor de saída é calculado para cada URH. O raster de valor de entrada contém os valores de entrada usados no cálculo da estatística de saída para cada zona. O raster de valor utilizado foi o referente às microbacias, correlacionado assim com sua coluna Hydro –ID.

Para as camadas raster referentes às transições, sendo eles (1985 -1995), (1995 – 2005), (2005 – 2015) e (2015 – 2019), assim como a camada referente ao solo utilizou-se a estatística zonal do tipo “maioria”, a qual parte do princípio em que o valor que ocorre com mais frequência em cada zona é tido como representativo.

Para o raster referente à declividade utilizou-se da Estatística Zonal do tipo média e desvio padrão. A média dos valores em cada zona é atribuída a todas as células de output dessa zona. O Desvio padrão, no qual a equação é expressa abaixo, ocorre de forma que em cada zona é atribuído a todas as células dessa zona. É calculado em toda a população (o método "N"), não estimado com base em uma amostra (o método "N-1").

$$\text{Std} = \sqrt{\frac{1}{N}\sum_{i=1}^{N}(x_i - \overline{x})^2} \qquad \text{Eq (2)}$$

6.4.2. Critério área

Devido à limitação do GEOWEPP em rodar grande áreas e o desinteresse em rodar áreas consideradas muito pequenas, estabeleceu-se os critérios referente à área a partir de uma classificação representativa, segregando e separando apenas bacias com no mínimo 100 ha e máximo de 200 hectares.

6.4.3. Critério Relevo

Considerando a alta sensibilidade do modelo (WEPP) ao relevo, optou-se por considerar e avaliar o efeito na perda de solo e sedimentação em bacias com relevos mínimos, abaixo de 5% e áreas com relevos maiores, acima de 10%. Ainda considerando o relevo e levando-se em consideração a estatística zonal aplicada a título de associação das bacias (HYDRO – ID), à um valor de declividade considerou-se o desvio padrão até o valor 6, uma vez que bacias com declividades extremas em um mesmo polígono tendem a atenuar os valores adotando a média.

6.4.4. Critério Classe de Solos

Objetivando-se a geração dos mais diversos cenários possíveis alocados na bacia, a classe de solo foi adotada como critério, com o intuito de amostrar todas as classes encontradas na Bacia do Rio Formoso.

6.4.5. Critério Uso e Cobertura do Solo

Visando responder a respeito da dinâmica do uso da terra e sua influência nos eventos de turbidez nas águas dos Rios Formoso e Prata, o uso da terra em série histórica, de 1985 a 2019, pode ser considerado o critério mais importante para a caracterização das microbacias. Dessa maneira, os usos ao longo dos 34 anos foram segmentados e categorizados (Tabela 5).

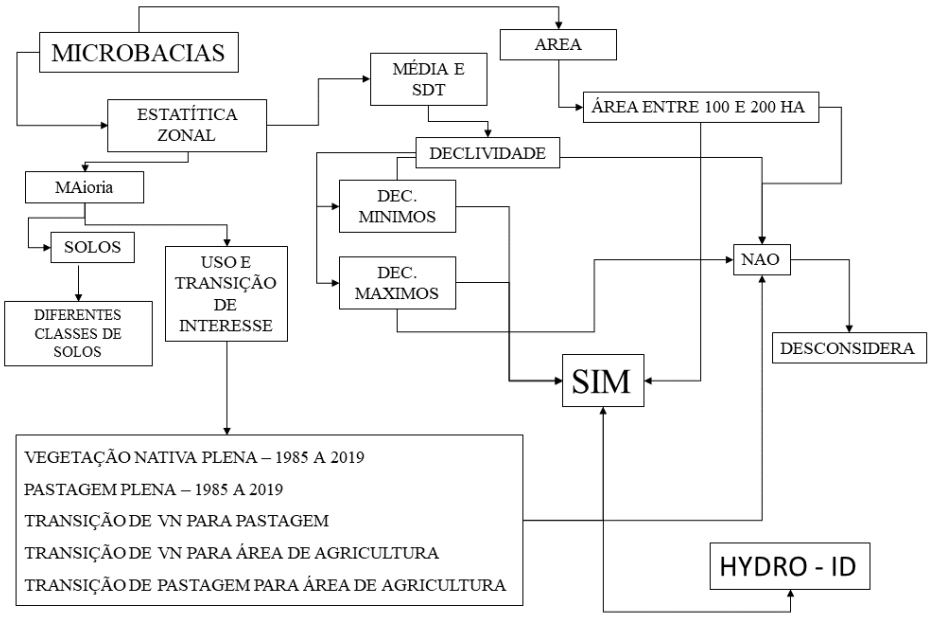
Tabela 5 - Usos e transições analisadas na Bacia do Rio Formoso

Usos e Transições
Vegetação nativa plena – 1985 a 2019
Pastagem plena – 1985 a 2019
Transição de vegetação nativa para pastagem
Transição de vegetação nativa para área de agricultura
Transição de pastagem para área de agricultura

6.4.6. Escolha final das microbacias

A partir dos critérios estabelecidos gerou-se um código identificador (COD – ID) correlacionado ao Hydro – ID refletindo em quantas vezes a condição se repetia na bacia. Com o intuito de escolher apenas uma área representativa de cada condição, utilizou-se da mediana da declividade, uma vez que o modelo responde de forma significativa ao relevo, indicando uma bacia a ser estudada representando dadas condições. A Figura 6 ilustra a metodologia aplicada como chave de decisão para escolhas das áreas finais de modelagem.

Figura 6 - Chave de decisão para escolha das microbacias na Bacia do Rio Formoso



6.5. GEOWEPP

Para estimativa espacialmente distribuída da perda de solo e deposição de sedimentos na área de estudo foi utilizada GEOWEPP, uma interface geoespacial do modelo WEPP (RENSCHLER, 2003), trata-se uma extensão do ArcGIS e requer que o usuário forneça conjuntos de dados raster de entrada (ou seja, modelo de elevação digital - DEM, mapa de solo e mapa de uso da terra) e arquivos de texto para descrever e vincular a parametrização WEPP com as camadas georreferenciadas. Junto ao TOPAZ um módulo de rede de drenagem (GARBRECHT E MARTZ, 2000) com a inserção do DEM gera-se a rede de canais, delinear limites de bacias hidrográficas e dividi-los em áreas de contribuição (sub-bacias). As simulações podem ser realizadas por dois métodos, o método da bacia hidrográfica e o método utilizado neste trabalho, uma abordagem baseada em pixels, denominado método

flowpath, que mantém toda a heterogeneidade dos rasters de entrada (RENSCHLER, 2003). Desta forma os processos de erosão (perda de solo e deposição de sedimentos) são calculados dentro de cada sub-bacia e os sedimentos gerados nas unidades de vertente podem ou não ser transferidos para baixo respeitando a capacidade de transporte de sedimentos do escoamento superficial dos parâmetros dos dados de entrada. Embora o método flowpath apresente uma avaliação detalhada da perda de solo dentro das sub-bacias, este método também é computacionalmente exigente e tem uma capacidade de processamento limitada para simular grandes áreas com pixels de pequeno porte (RENSCHLER, 2003). O CLIGEN (USDA Agricultural Research Service (ARS), 1990) atua nas estimativas de parâmetros climáticos relacionados principalmente aos parâmetros pluviométricos, intensidade e sua duração fatores de interação direta com os processoas erosivos de desprendimento e arraste de partículas.

Os resultados modelagem dos dados inseridos no GEOWEPP são expressos em arquivos de texto, com resultados agregados por sub-bacia, ou como rasters de perda de solo, com estimativas para cada pixel da área de estudo para perda de solo e deposição de sedimentos.

6.6. Estatística no R

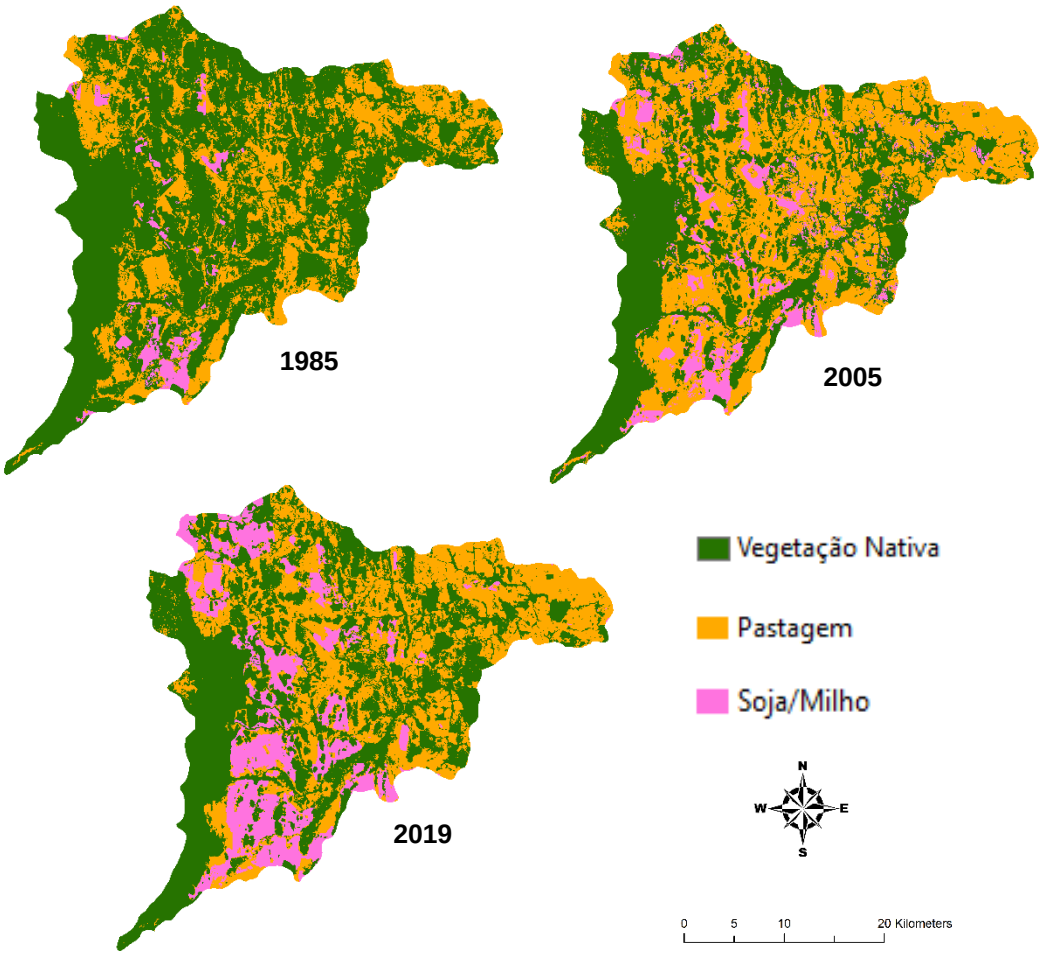
As análises estatísticas foram conduzidas externamente do ambiente de geoprocessamento utilizando-se o software R 3.0.1, com auxílio da interface RStudio 0.98.501 (RSTUDIO TEAM, 2013). As análises basearam-se na média das perdas de solos em cada tipo de uso e transição nas bacias. Para determinar o grau de variabilidade dos dados de um conjunto de valores e a título de construção e interpretação da dispersão destes dados calculou-se os valores dos quartis para plotagem de um boxplot, com o intuito de comparação dos valores entre os diferentes tratamentos.

7. RESULTADOS E DISCUSSÕES

7.1. Mudança de Uso e Ocupação do Solo

A partir de dados de cobertura e uso do solo é possível analisar espacialmente a conversão de área de vegetação nativa para usos como pastagem e agricultura, para isso, utilizou-se a Coleção 5.0 do Mapbiomas Brasil (2020), que correspondente ao período de 1985 a 2019. Ao analisar a Figura 10 que representa o recorte de Cobertura e Uso do Solo para a Bacia do Rio Formoso nos anos de 1985, 2005 e posteriormente 2019, a mudança do uso do solo é bastante expressiva.

Figura 7 - Transição Cobertura e Uso do Solo na Bacia do Rio Formoso



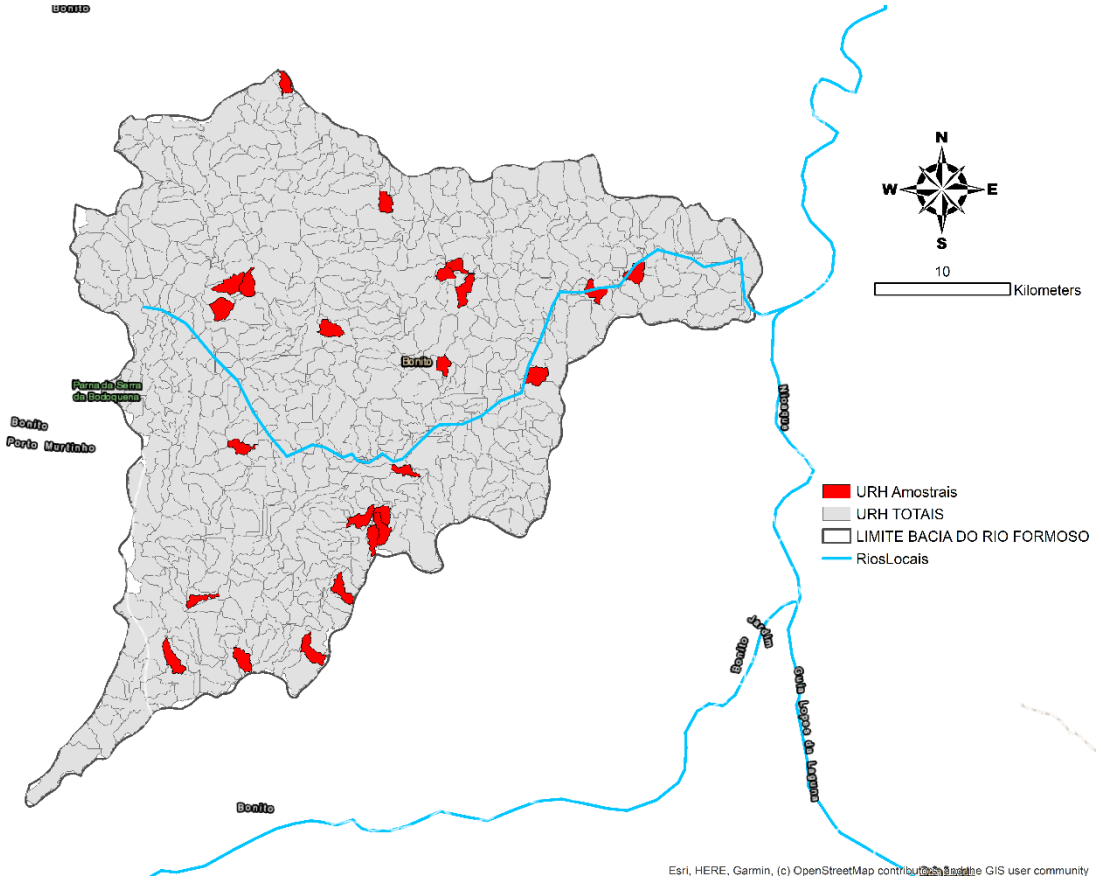
A Figura 7 mostra a supressão das áreas de vegetação nativa pela pastagem e também pela agricultura, que posteriormente culmina em transição para agricultura, no mapa de

cobertura do ano de 1985 observa-se a predominância da vegetação nativa na bacia, a supressão das áreas com essa predominância pode ser observada no mapa do ano de 2005, neste período a supressão ocorreu para dar espaço a áreas de pastagem. Entretanto, analisando o mapa do ano de Cobertura e Uso do Solo em 2019 observa-se que a pastagem é suprimida pela agricultura, culminando na constante necessidade de abertura de novas áreas de pastagem para atender a demanda e essa dinâmica resulta na supressão da área de vegetação nativa. Diante a este ciclo de supressões de usos, esta dinâmica resulta na influência de forma secundária da agricultura no desmatamento de áreas de vegetação nativa.

7.2. Resultado da Classificação de bacias

Como detalhado anteriormente nos materiais e métodos, as limitações de processamento do GEOWEPP geraram a necessidade da segmentação da bacia em URH (Unidades de Respostas Hidrológicas) a partir de uma classificação das microbacias que fossem capazes de corresponder às diferentes condições biofísicas da Bacia do Rio Formoso. Com o intuito de escolher apenas uma área representativa de cada cenário, ao fim desta classificação baseada em critérios como tamanho de área, relevo, classes de solos e uso e ocupação, gerou-se um código identificador (COD – ID) correlacionado ao Hydro – ID refletindo em quantas vezes a situação se repetia na bacia, a Figura 8 ilustra a distribuição espacial na Bacia do Rio Formoso das áreas amostrais escolhidas.

Figura 8 - Distribuição espacial das Microbacias Representativas Escolhidas



A agregação da heterogeneidade da bacia em URH resultou em 21 condições biofísicas que se repetem por toda a bacia, a Tabela 6 descreve as características de cada uma destas condições escolhidas a partir de seu Hydro-ID. É possível observar a ocorrência de microbacias de todas as classes de solos presentes correlacionada a diferentes cobertura e uso do solo, estas áreas amostrais refletindo em parcelas recorrentes na bacia são essenciais para entendimento sobre quais condições são mais susceptíveis aos processos erosivos direcionando para tomadas de decisões e entendimento da influência de áreas de mesma categoria na interação ambiental da bacia.

Tabela 6 - Descrição das bacias amostrais (URH)

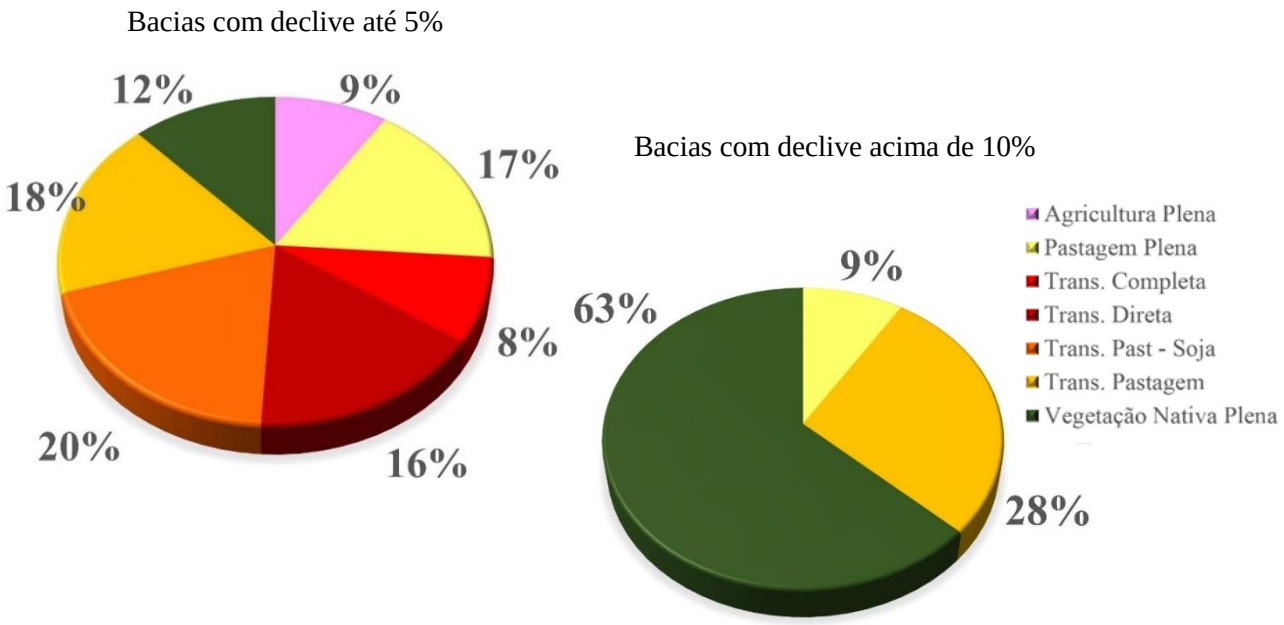
Características Biofísica de cada URH			
HidroID	**Solo**	**Declividade (%)**	**Classificação Uso e Ocupação**
04	Nitossolo Vermelho Eutrófico	14,4	Pastagem Plena
213	Latossolo Vermelho Distrófico	4,84	Pastagem Plena
240	Neossolo Regolítico	13	Pastagem Plena
364	Nitossolo Vermelho Eutrófico	10,29	Pastagem Plena
78	Chernossolo Rendzenico	21.1	Vegetação Nativa Plena
271	Latossolo Vermelho Distrófico	4.63	Vegetação Nativa Plena
273	Nitossolo Vermelho Eutrófico	10.27	Vegetação Nativa Plena
419	Neosssolo Regolítico	12.29	Vegetação Nativa Plena
425	Nitossolo Vermelho Eutrófico	10.9	Vegetação Nativa Plena
519	Chernossolo Argilúvico	18.4	Vegetação Nativa Plena
615	Gleissolo Melânico Ta Eutrófico	4.32	Vegetação Nativa Plena
236	Neossolo Regolítico	14.4	Transição de VN para Pastagem
260	Nitossolo Vermelho Eutrófico	10.8	Transição de VN para Pastagem
745	Nitossolo Vermelho Eutrófico	3.90	Transição de VN para Pastagem
571	Gleissolo Melânico Ta Eutrófico	3.61	Transição de VN para Pastagem
607	Gleissolo Melânico Ta Eutrófico	4.4	Transição Direta
613	Nitossolo Vermelho Eutrófico	4.11	Transição Direta
627	Nitossolo Vermelho Eutrófico	4.63	Transição Direta
721	Gleissolo Melânico Ta Eutrófico	3.33	Transição de Pastagem para Agricultura
727	Nitossolo Vermelho Eutrófico	3.86	Transição de Pastagem para Agricultura
690	Nitossolo Vermelho Eutrófico	3.42	Agricultura Plena

7.3. Relação entre Áreas de Mudança de Cobertura e Uso do Solo e a declividade

As expansões de determinados usos são mais expressivas em determinadas condições relacionadas aos solos e principalmente ao relevo, uma vez que áreas da bacia caracterizados por relevos tendencialmente planos, até 5% de declive (Figura 9) são predominantemente ocupados por atividades agropecuárias como agricultura em plantio direto de soja seguido de milho representando 9% de área coberta por soja/milho desde 1985, 24% representando áreas que transitaram de vegetação nativa para áreas agrícolas, e 20% em processo de transição de pastagens para áreas agrícolas. Uma parcela expressiva de 17% é ocupada por pastagem, além de 18% estar em processo de transição para pastagens. Apenas 12% das bacias com declividade até 5% são ocupadas por vegetações nativas, dado um tanto quanto diferente ao se

comparar com bacias em declive ondulado a montanhoso com mais de 10% (Figura 12). Nesta situação 63% é ocupado por formações florestais nativas, e 9% ocupado por pastagens desde 1985, e 28% são ocupados por transição de vegetação nativa para pastagem.

Figura 9 - Correlação entre a Cobertura e Uso do Solo e a Declividade



7.4. Resultados GEOWEPP

7.4.1. Perdas de Solos em Bacias De Pastagem Plena

Baseando-se nas médias de perda de solo das bacias com uso em série histórica predominantemente ocupado por pastagem é possível analisar a influência do fator declividade nos valores, na Tabela 7 pode-se observar que em bacias onde o uso e cobertura do solo é a pastagem e que estejam em condições de relevo até 5% a média da taxa total de perda são de 5.20t/ha/ano, enquanto as bacias que se encontram geograficamente em condições de relevos acima de 10% a perda média total de solos atinge 12.5t/ha/ano.

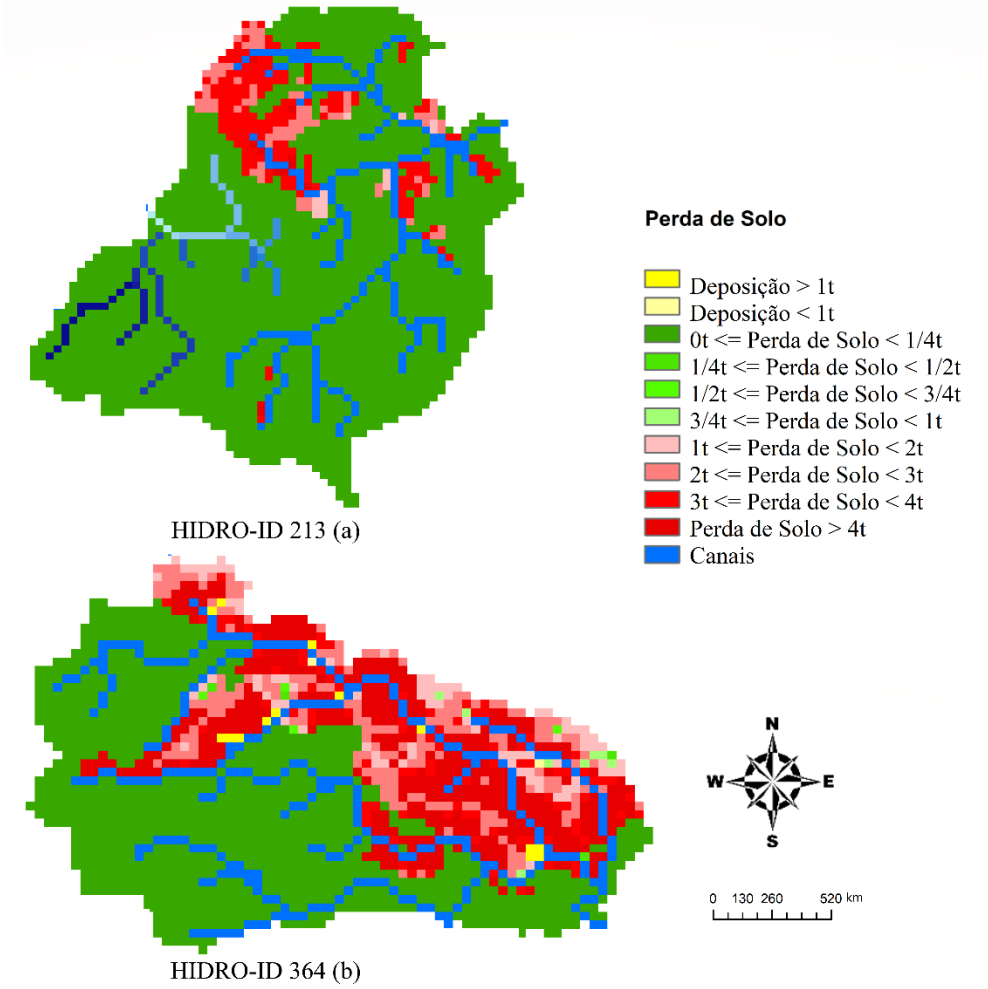
Tabela 7 - Médias de perdas de solos total para Bacias de Pastagem Plena

Médias para as perdas de solos	
Média total amostral (t/ha/ano)	9.41
Média dec < 5 (t/ha/ano)	5.20
Média dec > 10 (t/ha/ano)	12.5

No mapa Figura 10 (a) da bacia identificada com o Hidro-ID 213 a qual o relevo caracteriza-se por ser predominantemente plano, com 4,84% de declive, observa-se a média

de perda de solo igual a 5t/ha/ano, logo abaixo a Figura 10 (b) ilustra a bacia identificada com o Hidro-ID 364 a qual o está inserida em um declive de 10,29% com média de perda de solos igual a 9.91t/ha/ano.

Figura 10 - Perdas de Solos em Bacias de Pastagem Plena



O conjunto de parâmetros biofísicos que represente cada URH influência de forma pontual a perda de solos das bacias destas condições (Tabela 8), a bacia com código identificador de Hidro-ID 213 caracteriza-se por uma perda média de solos por hectare de 5 toneladas, a mesma que está sob declividade média de 4.84% em um Latossolo vermelho eutrófico que no município de Bonito são profundos e bem drenados. Segundo Oliveira et al, (2008) os solos que apresentaram os maiores valores de tolerância foram os Latossolos, com valores. A permeabilidade acentuada, resultado da elevada profundidade efetiva e da baixa relação textural, associadas à predominância de textura média/argilosa, estrutura bem desenvolvida (tipicamente entre blocos e granular) e teores consideráveis de matéria orgânica, contribuem para a maior resistência à erosão hídrica desses solos (RESENDE, 1985).

Enquanto a bacia com código identificador de Hidro-ID 240 teve um resultado de perda média de 15.39t/ha, essa perda mais alta que a bacia anterior se refere a sua posição geográfica predominantemente sob declividade média de 13% e em um Neossolo Regolítico são típicos das regiões de relevo mais dissecado ou íngreme, o mesmo possui restrições para utilização agrícola, isso significa que são indispensáveis práticas de manejo conservacionistas para evitar que esses solos sejam degradados pelas condições de baixa profundidade. Segundo OLIVEIRA et al, (2008) a partir de suas análises afirmam que os Luvissolos e os Neossolos apresentaram os mais baixos valores de tolerância, independente das considerações relacionadas ao relevo. São solos com sérios impedimentos para a produção agrícola e florestal, com pequena profundidade e pedregosidade que dificultam a penetração e a exploração de água e nutrientes pelas raízes de plantas (IAC, 2018). Normalmente, este tipo de solo está associado a dois tipos principais de ambientes: áreas de constante acúmulo de material (depressões, baixadas), onde ocorrem os Neossolos Flúvicos, ou áreas onde a ação da erosão é favorecida, como é o caso das áreas de declividade acentuada, onde predominam os Neossolos Regolíticos (Carmo et al, 2006).

Tabela 8 - Descrições e perdas das Bacias sob Pastagem (1985 – 2019)

Perdas em Bacias sob Pastagem (1985 – 2019)			
HidroID	**Solo**	**Declividade (%)**	**Perda (t/ha/ano)**
04	Nitossolo Vermelho Eutrófico	14,4	11.36
213	Latossolo Vermelho Distrófico	4,84	5
240	Neossolo Regolítico	13	15.39
364	Nitossolo Vermelho Eutrófico	10,29	9.91

7.4.2. Bacias De Vegetação Nativa Plena

Baseando-se nas médias de perda de solo das bacias com uso em série histórica predominantemente ocupado por vegetação nativa é possível analisar a influência do fator declividade nos valores. Considerando que 63% das bacias em condições de relevo acima de 10% predomina-se a cobertura por vegetação nativa faz-se importante a análise deste critério nas médias das taxas de perda (Tabela 9). Para bacias sob vegetação nativa em que estejam em condições de relevo até 5%, a média da taxa de perda são de 2.76t/ha/ano, enquanto para condições para relevos acima de 10% as médias atingem o dobro, um valor de 5.72t/ha/ano sob o mesmo uso. Segundo Nearing et al., (1990) atribui-se ao WEPP uma menor

sensibilidade aos parâmetros relacionados com as culturas e a uma maior sensibilidade aos fatores topográficos.

Tabela 9 - Perdas de Solos em Bacias de Vegetação Nativa Plena

Médias para as perdas de solos	
Média de perda total da amostra (t/ha/ano)	4.8
Média dec < 5 (t/ha/ano)	2.7
Média dec > 10 (t/ha/ano)	5.7

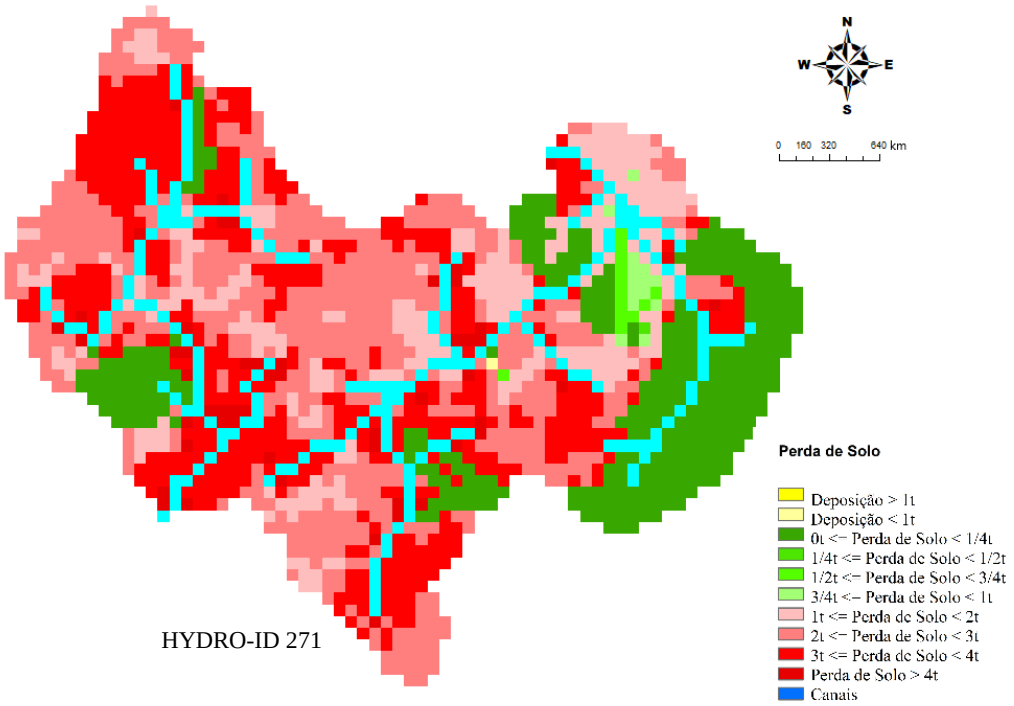
A Tabela 10 mostra a perda média por hectare/ano de cada bacia sob a cobertura de vegetação nativa. A Bacia 273 com perda média de 2.88t/ha, em um Nitossolo vermelho e declividade média de 10.27% sob a cobertura de vegetação nativa nos últimos 34 anos apresenta uma perda baixa em relação à sua alocação no relevo onde neste caso evidenciamos como citado anteriormente as limitações que o modelo pode apresentar em relação aos canais de escoamento, onde em determinadas conformidades do relevo o mesmo compreende que não há possibilidade de escoamento.

Tabela 10 - Descrições e perdas das Bacias sob Vegetação Nativa (1985 – 2019)

Perdas em Bacias sob Vegetação Nativa (1985 – 2019)			
HidroID	**Solo**	**Declividade (%)**	**Perda (t/ha/ano)**
78	Chernossolo Rendzenico	21.1	7.4
271	Latossolo Vermelho Distrófico	4.63	2.35
273	Nitossolo Vermelho Eutrófico	10.27	2.88
419	Latossolo Vermelho Distrófico	12.29	4.5
425	Nitossolo Vermelho Eutrófico	10.9	6.3
519	Chernossolo Argilúvico	18.4	7.4
615	Gleissolo Melânico Ta Eutrófico	4.32	3.18

Um exemplo de influência do fator relevo no modelo é a bacia 78 que obteve como resultado uma perda média de 7.4t/ha, em um Chernossolo rendzenico que está sob uma declividade média de 21.1%, evidenciando uma perda relativamente alta, porém coerente em relação à declividade, exibindo a atividade expressiva do parâmetro no modelo, principalmente se analisarmos a Bacia 271 (Figura 11) que obteve sob um relevo relativamente plano, com declividade média de 4.63% uma perda média de 2.35t/há sob um Latossolo Vermelho Distrófico.

Figura 11 - Bacia 271 sob Vegetação Nativa Plena (1985 – 2019)



7.4.3. Perdas de Solos em Bacias De Transição para Pastagem

Para as bacias em que ocorreram transição no uso e ocupação do solo de vegetação nativa para pastagem, foram modeladas nos dois períodos. Por se tratar de usos que estão presentes por toda distribuição da bacia, e sob diferentes relevos, foi possível a associação quanto a influência do fator declividade nos resultados. Para o ano de 1985 (Tabela 11) estas bacias que estão em condições de relevo até 5% a média da taxa de perda são de 2.81t/ha/ano, enquanto para condições para relevos acima de 10% as médias atingem 4.75t/ha/ano.

Tabela 11 - Perdas de Solos em Bacias 1985 sob Vegetação Nativa

Médias de Perdas de Solos em Bacias Sob Vegetação Nativa 1985	
Média De Perda Total Amostral (t/ha/ano)	3.9
Média dec < 5 (t/ha/ano)	2.8
Média dec > 10 (t/ha/ano)	4.7

Analisando as médias de perda de solo das mesmas bacias no ano de 2019, após 34 anos de dinâmica de mudança do uso do solo, onde na presente situação são predominantemente ocupadas por pastagem é possível observar novamente a influência do fator declividade nos resultados, associando o aumento das perdas ao transitar para pastagem.

As taxas de perda de solo em 2019 (Tabela 12) para bacias sob condições de relevo até 5% perdem atualmente uma média de 5.2t/ha/ano, essa taxa se refere ao dobro da perda sob a cobertura de vegetação nativa, e para condições para relevos acima de 10% as médias com atual cobertura de pastagem atingem 11t/ha/ano, essa taxa de perda é quase três vezes maior que os 4.75t/ha/ano em 1985 onde estas bacias estavam sob cobertura de vegetação nativa.

Tabela 12 - Perdas de Solos em Bacias Transitadas de Vegetação Nativa para Pastagem

Médias de Perdas de Solos – Transição para Pastagem em 2019	
Média de perda total amostral (t/ha/ano)	8.6
Média dec < 5 (t/ha/ano)	5.19
Média dec > 10 (t/ha/ano)	11.01

A (Tabela 13) mostra as perdas médias em toneladas por hectare/ano de cada bacia representativa sob a cobertura de vegetação nativa em 1985 e as perdas no ano de 2019 após a transição para pastagem.

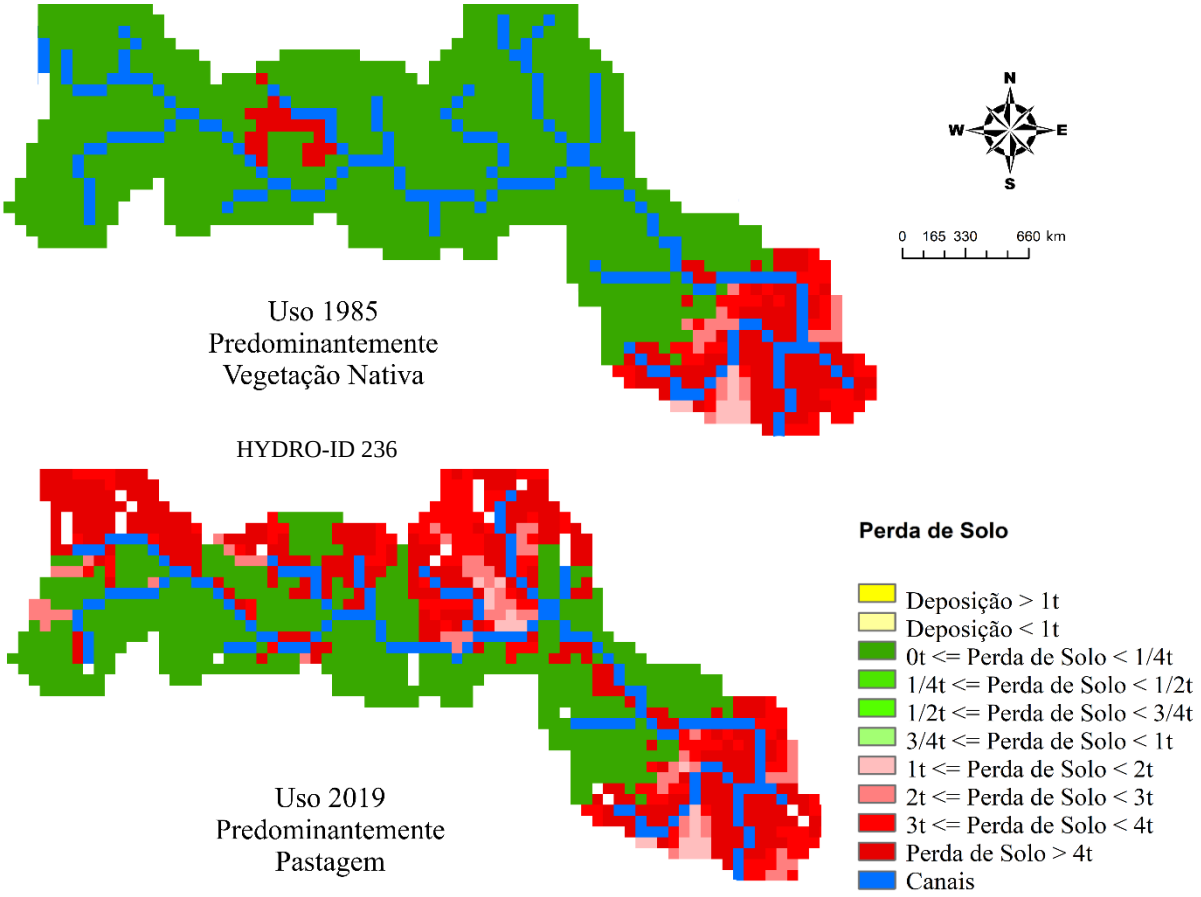
Tabela 13 - Descrições e perdas das Bacias de Transição Vegetação Nativa para Pastagem (1985 – 2019)

Perdas em Bacias sob Vegetação Nativa (1985) e Pastagem (2019)				
HidroID	**Solo**	**Declividade (%)**	**Perda 1985 (t/ha/ano)**	**Perda 2019 (t/ha/ano)**
236	Neossolo Regolítico	14.4	2.47	6.44
260	Nitossolo Vermelho Eutrófico	10.8	4.45	5.4
745	Nitossolo Vermelho Eutrófico	3.90	1.81	5.14
571	Gleissolo Melânico Ta Eutrófico	3.61	3.81	5.25

Representando bacias dispostas sob relevo predominantemente plano, a bacia 745 disposta sob declividade média baixa de 3.90%, em Nitossolo Vermelho Eutrófico foi modelada no ano de 1985 sob cobertura predominante de vegetação nativa, a média de perda de solo era de 1.81t/ha/ano. Este valor coerente considerando o baixo potencial erosivo da classe de solo sob estas condições de relevo atuando com alta infiltrabilidade. Porém, as perdas aumentaram nas áreas de relevo mais acentuado da bacia quando o uso da bacia transita para pastagem. Ao ocorrer a transição a média de perda desta bacia em 2019, com então cobertura predominantemente ocupada por pastagens, quase triplica, perdendo 5.14t/ha/ano. Enquanto a bacia 236 que está disposta em declividade média considerada alta com 14.4% e sob um Neossolo Regolítico modelada em 1985 a média de perda de solo era de

2.47t/ha/ano, um valor coerente considerando o uso predominante de vegetação nativa na alta declividade e potencial erosivo da classe de solo, após 34 anos da dinâmica de mudança do uso da terra, no ano de 2019 a bacia foi modelada mediante a ocupação do solo predominantemente por pastagem, desta forma a média das perdas de solo por hectare no ano são da magnitude de 6.44 toneladas, visto as condições físicas do solo as perdas não são consideradas altas.

Figura 12 - Perdas de Solos em Bacias de Transição para Pastagem



A relação entre a transição de uso e ocupação dos solos evidencia o aumento das taxas de perda do solo por erosão nas bacias sob o uso de pastagem, este cenário se intensifica em bacias com declividade superior a 10%, comparando as médias (Tabela 14) a pastagem tem uma taxa de 12.5t/ha/ano sendo mais que o dobro na vegetação nativa com taxa de 5.7t/ha/ano. O mesmo acontece em bacias sob baixas declividades evidenciando que a taxa de perdas do solo por processos erosivos vai de 2.7t/ha/ano quando ocupadas por vegetação nativa para 5.2t/ha/ano quando ocupadas por pastagem.

Tabela 14 - Comparativo das Perdas de Solo sob Vegetação

Bacias de Transição Pastagem (1985) para Agricultura (2019)					
HidroID	**Solo**	**Declividade (%)**	**Perda 1985 (t/ha/ano)**	**Perda 2019 PD (t/ha/ano)**	**Perda 2019 PC (t/ha/ano)**
721	Gleissolo Melânico Ta Eutrófico	3.33	3.31	5.4	20.5
727	Nitossolo Vermelho Eutrófico	3.86	5.47	7.6	25.9

A partir do interesse em construir cenários e analisar de forma ampla as possibilidades de interação nos processos erosivos na bacia do Rio Formoso, foram criados cenários quanto ao tipo de manejo durante a modelagem das áreas sob uso agrícola. Considerando os processos que envolvem a física do solo, torna-se importante conhecer comportamento do plantio direto em alguns solos e compará-lo ao sistema convencional de preparo, uma vez que ambos possuem características completamente diferenciadas no que se refere a tráfego, intensidade de movimentação e exposição.

Os dados da modelagem no GEOWEPP evidenciam a grande diferença nas taxas de perda do solo por processos erosivos entre os manejos, a Tabela 15 mostra as médias para bacias de transição direta. Em 1985 quando estas eram ocupadas por vegetação nativa a perda era de 1.89 t/ha/ano, no último ano de modelagem estas bacias estavam ocupadas por atividades de agricultura para culturas de soja e milho, modelando com os parâmetros de plantio direto que se trata do manejo utilizado pelos agricultores na bacia as perdas triplicam em relação à vegetação nativa atingindo médias de 5.21t/ha/ano. Entretanto, ao se construir o cenário onde o sistema de plantio convencional fosse utilizado estas perdas se multiplicariam em pouco mais que quatro vezes atingindo médias de 22.7t/ha/ano.

Tabela 15 - Comparativo das perdas em bacias de transição direta

Médias de Perdas de Solos – Transição Direta	
Vegetação Nativa 1985 (t/ha/ano)	1.89
Agricultura - Plantio Direto 2019 (t/ha/ano) (Condição Real)	5.21
Agricultura - Plantio Convencional 2019 (t/ha/ano) (Cenário)	22.7

A Tabela 16 mostra as médias para bacias que transitaram para agricultura a partir da pastagem. Em 1985 quando estas eram ocupadas por pastagem a perda era de 4.39 t/ha/ano,

taxa maior em relação à categoria anterior e coerente, afinal, na subcategoria anterior partia-se da vegetação nativa. Em 2019 ocupadas por agricultura sob plantio direto as perdas médias são de 6.50t/ha/ano, um pouco maior que em 1985. Porém, como no exemplo anterior estas médias aumentariam em cerca de quatro vezes ao se modelar o cenário onde o sistema de plantio convencional fosse utilizado poderia atingir perdas de 23.2t/ha/ano.

Tabela 16 - Comparativo das perdas em bacias de transição a partir da pastagem

Médias de Perdas de Solos – Transição Pastagem - Agricultura	
Pastagem 1985 (t/ha/ano)	4.39
Agricultura - Plantio Direto 2019 (t/ha/ano) (Condição Real)	6.50
Agricultura - Plantio Convencional 2019 (t/ha/ano) (Cenário)	23.2

A bacia 690 (Tabela 17) modelada como um estudo de caso representa as áreas que são permanentemente ocupadas por agricultura, bacias compatíveis com as condições biofísicas destas bacias têm uma perda média de solo equivalente a 7.25 t/ha/ano desde 1985. Porém, os danos ambientais causados por estas poderiam ser ainda maiores caso fossem cultivadas sob o sistema de plantio convencional chegando a uma perda média por hectare por ano de 25.6 toneladas.

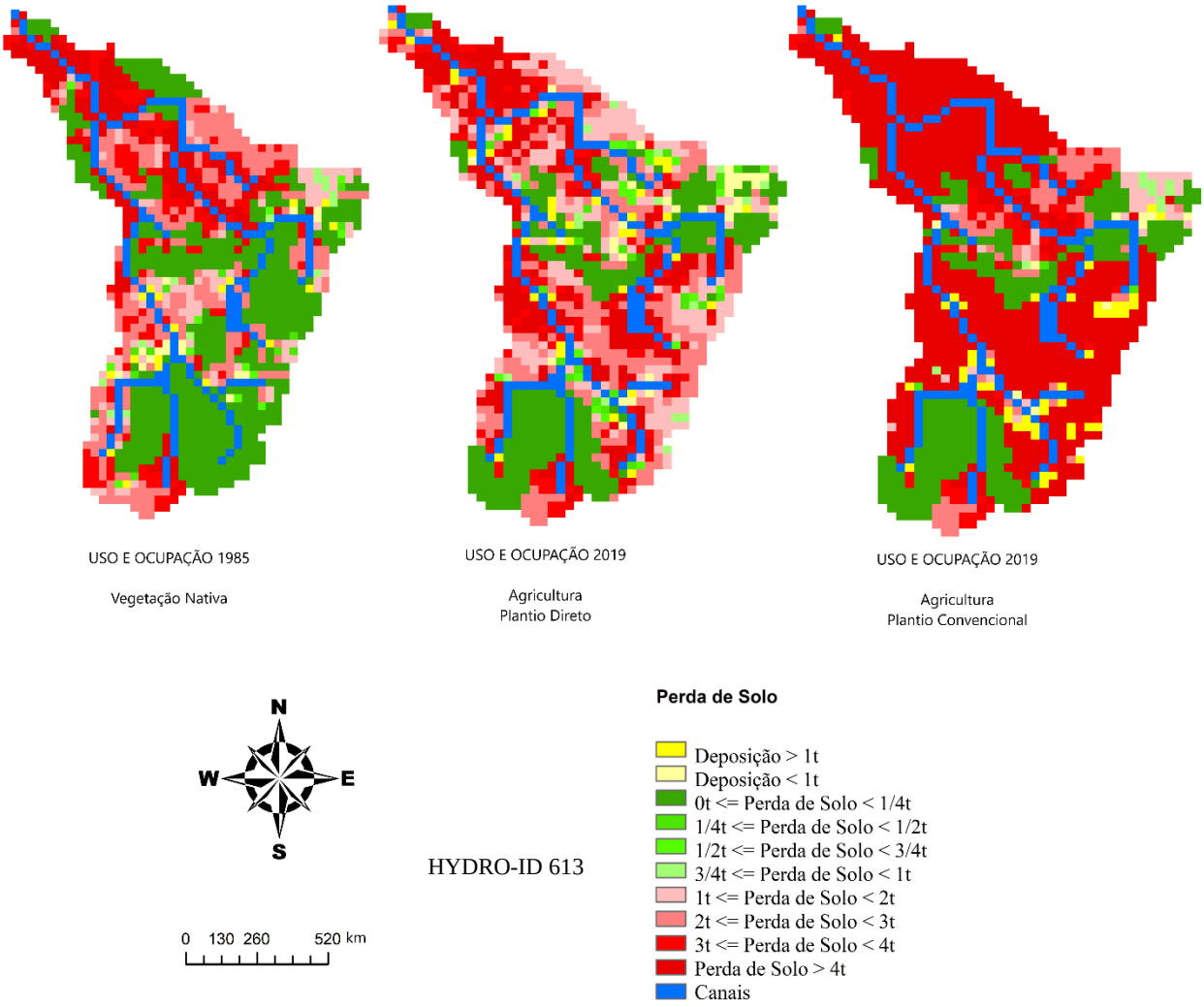
Tabela 17 - Estudo de caso Uso Permanente Agricultura

Bacia representativa permanentemente coberta por agricultura (1985 – 2019)				
HidroID	**Solo**	**Declividade (%)**	**Perda PD (t/ha/ano)**	**Perda PC (t/ha/ano)**
690	Nitossolo Vermelho Eutrófico	3.42	7.25	25.66

As práticas de manejo influenciam nos fatores de infiltração do solo, com o intuito de mitigação da erosão a infiltração da água no solo é um passo importante para evitar o escoamento superficial e consequentemente o araste de partículas. Ao se associar a fatores geomorfológicos, vinculados ao relevo também afetam a dinâmica da infiltração. Botelho & Silva (2004) ressalta que a forma da encosta (declive) estabelece áreas de convergência e divergência de fluxos instaurando pontos de maior ou menor infiltração (SHOENEBERGER & WYSOCKI, 2005). Mas também se relacionam com as frações granulométricas do solo, à quantidade, à espessura, ao ângulo e ao preenchimento das fraturas na camada superficial e às condições de relevo e uso atual do solo (STÜRMER et al., 2009). Brandão et al. (2006)

salientam que a infiltração depende de fatores relacionados ao solo, da superfície, manejo, preparo e das características da própria precipitação. Desta forma, alguns trabalhos realizados em outras condições mostram que o solo sob plantio direto costuma apresentar maiores valores de densidade de solo e microporosidade nas camadas superficiais do perfil em detrimento dos valores de porosidade total e macroporosidade (Baeumer & Bakermans 1973, Vieira et al, 1978, Douglas et al, 1980). Sendo assim, solos sob plantio direto podem apresentar maiores taxas de infiltração de água (DOUGLAS et al, 1980). As maiores taxas de infiltração de água no solo sob o sistema de plantio direto justificam as menores taxas de perdas por processos erosivos ao se comparar com a médias ao se utilizar o cenário do sistema de plantio convencional, o não-revolvimento do solo em plantio direto também influencia nas menores taxas de erosão. A Figura 13 ilustra a bacia 613 sob diferentes usos e ocupação. O mapa à direita ilustra a bacia sob o uso predominantemente de vegetação nativa no ano de 1985, a mesma bacia ao ser modelada para o ano de 2019 observou-se a predominância da transição para agricultura, desta forma, modelou-se em duas situações. O mapa central ilustra a agricultura sob o plantio direto, enquanto o mapa a direita, se trata do cenário em que seria utilizado o sistema de plantio convencional. No cenário, há predominância dos pixels vermelhos, que representam perdas superiores a 4t/ha/ano de solo. Ao modelar sob o sistema de plantio direto predominam-se as cores que representam perdas entre 1 e 2t/ha/ano. Em 1985, sob vegetação nativa, a bacia predominantemente perde taxas de até 1/4t, conforma legenda da imagem, as áreas com pixels vermelhos representam as perdas na parte de relevo mais acentuado na bacia.

Figura 13 - Perdas de Solos em Bacias de Transição para agricultura

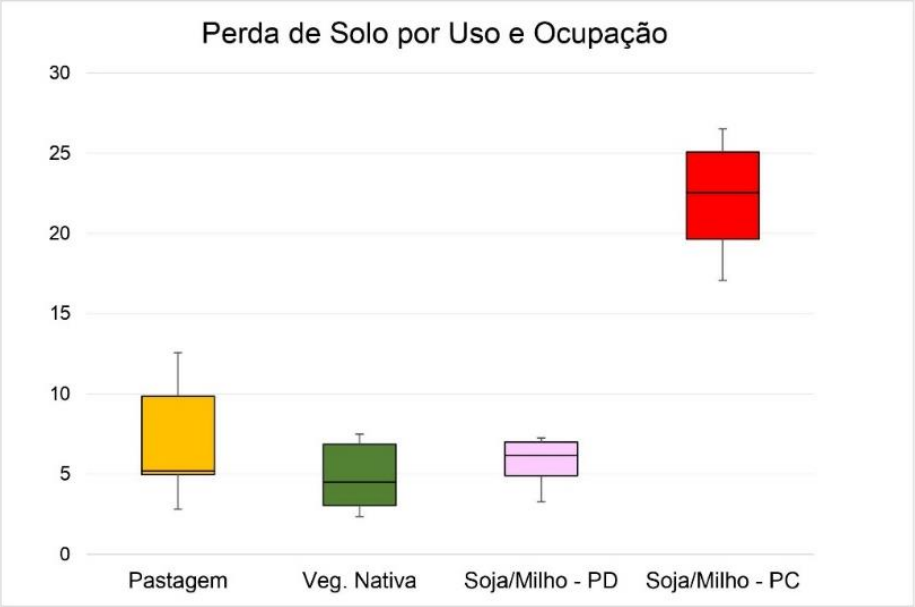


7.5. Análise das Perdas em Relação Uso e Ocupação

Ao avaliar a variabilidade dos dados estatísticos das perdas de solos e comparar estes valores entre os usos (Figura 14) observa-se a influência significativa das áreas sob a cobertura de pastagem ao se comparar com as perdas das áreas de agricultura sob plantio direto que se trata da condição da região. As áreas sob pastagem que se encontram em altos índices de declividade atingem médias de até 12.5t/ha/ano evidenciando o alto potencial erosivo desta cobertura do solo quando como na região encontram-se degradadas. Enquanto para baixos relevos até 5% estas médias para pastagem atingem valores iguais as áreas de agricultura sob plantio direto, perdendo em ambas situações 5.2t/ha/ano. A média total amostral para as áreas de pastagem incluindo as áreas dispostas em toda variabilidade do relevo é de 9.41t/ha/ano para 4.8t/ha/ano em áreas sob a cobertura de vegetação nativa, sendo 2.76 t/ha/ano e 5.7t/ha/ano para relevos até 5% e 10% respectivamente. Ranieri et al., (2002)

observou em suas modelagens que para ambos os modelos utilizados, tanto USLE quanto WEPP as estimativas de erosão foram sensível para alterações topográficas e de uso do solo, estimando valores diferentes ao se comparar a pastagem com uso agrícola e suas relações com o declive. Para ambos os modelos, as taxas de erosão aumentaram de as inclinações superiores mais planas até às inclinações médias ou finais mais íngremes, mostrando grande sensibilidade à inclinação e ao comprimento.

Figura 14 - Boxplot Comparativos de perdas entre usos



Os valores de perdas provenientes dos processos erosivo de áreas sob a pastagem revelam a necessidade da adoção de práticas de manejo conservacionista do solo e água nestas áreas. Nas áreas ocupadas por agricultura em plantio direto as perdas são consideradas coerentes para as circunstancias e isso se deve, como mencionado anteriormente ao sistema de manejo adotado na região, uma vez que este é considerado uma prática conservacionista. A situação da Bacia do Rio Formoso em Bonito, Mato Grosso do Sul, uma região altamente rentável com a cadeia do turismo ecológico poderia ser pior caso o cenário da agricultura fosse sob o sistema de plantio convencional, neste que se caracteriza pela adoção de práticas de revolvimento do solo em seu preparo com uso de práticas como a aragem e gradagem, este sistema de manejo potencializa as perdas de solo ao desagregar suas partículas facilitando atividades de perdas por escoamento superficial, também conhecido por *runoff*. Como a precipitação é o principal motor da erosão do solo, que tem impacto direto na separação das partículas do solo, decomposição dos agregados do solo e migração dos sedimentos erodidos,

a quantidade de erosão do solo causada pela precipitação erosiva é responsável pela maior parte da erosão total (MENG et al., 2021). A precipitação moderada, com as características de baixa intensidade e longa duração da chuva, intervém, enquanto que o escoamento superficial é o principal modo de escoamento sob tempestade, que pode danificar a estrutura do solo e causar graves perdas de solo. Os padrões pluviométricos são cruciais para a forma do escoamento hidrográficos de sedimentos (DE LIMA et al, 2002).

As ações destas atividades podem ser observadas a partir dos valores médios de perdas modelados no cenário em que as mesmas bacias em que são adotadas o plantio direto fossem adotadas o sistema de plantio convencional aumentando em quase quatro vezes as taxas de erosão hídrica podendo atingir até 25.6t/ha/ano como na bacia 690 referente à um estudo de caso de áreas permanentemente ocupadas por atividades de agricultura desde o ano de 1985, a mesma que em condições reais apresenta perda média de 7.25t/há/ano à 34 anos. (FLANAGAN, *et al*, 2007) afirmam que até mesmo em regiões de relevo onde as encostas mais íngremes dominam a paisagem, os sistemas de plantio direto demonstram um risco reduzido de erosão do solo.

7.6. Perdas de Solo e a Relação com o Turvamento das Águas na Bacio do Rio Formoso

As degradações dos solos por processos erosivos modeladas neste trabalho culminam no carreamento de sedimentos da área de estudo, no caso a Bacia do Rio Formoso, esta que tem como destino a Bacia hidrográfica do Alto Paraguai, sub-bacia do Miranda, onde também está inserida como área de exploração turística e agrícola, o Rio da Prata, que pretende-se modelar na sequência.

A premissa inicial deste trabalho baseou-se em eventos de turvamento das águas do Rio Formoso e Rio da Prata prejudicando atividades econômicas provenientes do ecoturismo a partir da hipótese que estes eventos estariam relacionados às deficiências de adoção de práticas de manejo conservacionista de solo e água das propriedades agrícolas inseridas na bacia, resultando em carreamento de sedimentos provenientes de processos erosivos. A exploração inadequada de todas as atividades da cadeia produtiva e econômica da região devem ser consideradas ao se analisar os impactos ambientais ao longo das margens do Rio Formoso causados pela erosão hídrica, desta forma as áreas destinadas às atividades relacionadas às práticas pecuárias com o uso e cobertura do solo sob pastagem foram modeladas e apontadas como áreas de necessidade de adoção de práticas de MCSA, uma vez

que estas na região podem ser categorizadas como predominantemente degradadas na maioria do território da bacia.

Outro dado importante que correlaciona toda a história do turvamento ao uso e ocupação do solo se dá em relação à supressão de áreas de vegetação nativa pela pastagem e consequentemente pela agricultura como discutido anteriormente. Em 1985 a bacia era predominantemente ocupada pela da vegetação nativa, em 2005 ocorre a supressão de grande parte deste uso pela pastagem, e em 2019 parte destas áreas ocupadas por pastagem são suprimidas pela agricultura, este ciclo de mudanças na dinâmica do uso da terra evidencia a influência de forma secundária da agricultura no desmatamento, e ainda gera a constante necessidade de abertura de novas áreas de pastagem. As perdas de áreas de vegetação nativa onde estão inseridas as nascentes que são o berçário do curso d'água para os demais rios que formam a região, atuam de forma a reduzir a capacidade de filtragem da água da nascente que são responsáveis por aumentar o fluxo do rio. As deficiências de filtragem atuam também desempenham papel nos índices de turbidez das águas pois acelera o carreamento dos resíduos e sedimentos.

Ao analisar o contexto geral, as áreas destinadas às atividades agrícolas obtêm de mais influências na erosão hídrica do que as áreas de vegetação nativa, porém, com o aumento populacional exacerbado justifica-se a abertura de novas áreas agrícolas considerando o histórico da inserção da agricultura no Brasil, tal cenário mediante às evoluções científicas e tecnológicas não é mais coerente, uma vez que deve-se considerar as áreas disponíveis explorando o seu potencial máximo de forma sustentável a longo prazo. Entretanto, a nível local a adoção do plantio direto ameniza o potencial de degradação dos solos, e as pastagens devem ser um ponto de atenção para adoção de práticas de manejo conservacionista de solo e água, uma vez que as pastagens são extremamente degradadas, e representam grande parte do território da bacia e como visto anteriormente influenciam muito nas perdas, ainda mais se considerarmos o fato de que os arquivos de pastagem utilizados na modelagem por deficiência do modelo não permite a inserção de valores referentes à percentual de solo exposto, o que resultaria em perdas ainda maiores em que estes sedimentos tem como destinos as águas do Rio Formoso, a situação em questão pretende-se ser estudada em sequência a este trabalho.

8. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A metodologia buscou uma abordagem coerente uma vez que as limitações de processamento do modelo, geraram a necessidade de elaboração de áreas representativas. E as limitações da área estudada devido sua heterogeneidade quanto aos parâmetros biofísicos intrínsecos da região, e também sua relação com o uso e cobertura.

As análises das dinâmicas de mudanças do uso da terra na bacia do Rio Formoso nos últimos 34 anos elucidam que a mesmas ocorrem de forma cíclica, onde há a supressão da vegetação nativa pela pastagem que posteriormente será suprimida pela agricultura. Este ciclo de transições evidencia a influência de forma secundária da agricultura no desmatamento, gerando a constante necessidade de abertura de novas áreas de pastagem. Uma vez que as unidades de respostas hidrológicas sob o uso e ocupação da pastagem, independentemente da sua classe de solos obtiveram as maiores médias de perdas, tal fato, que pode ainda ser agravado quando estas áreas estão dispostas em relevos montanhosos, gera a necessidade de atenção, sendo ainda mais relevante em âmbito de processos erosivos, que áreas destinadas à agricultura, visto que o plantio direto é adotado na bacia.

Os esforços quanto às práticas conservacionistas de solos e água deve-se intensificar em áreas destinadas a pastagem, essa que ocupa grande parte do território e não adota práticas de manejo, sendo em grande maioria, degradadas. A intensificação da pastagem como medida de conservação do solo é um caminho assertivo considerando os ganhos ambientais que são indexáveis, além dos ganhos financeiros com o uso da pastagem como fonte de alimentação na atividade pecuária da bacia.

REFERÊNCIAS

Águas cristalinas de Bonito ficam cheias de lama e paraíso corre risco. **G1**, 2019. Disponível em: <https://g1.globo.com/fantastico/noticia/2019/04/07/aguas-cristalinas-de-bonito-ficam-cheias-de-lama-e-paraiso-corre-risco.ghtml> . Acesso em 20 de julho de 2020.

AKSOY, H.; KAVVAS, M.L. A review of hillslope and watershed scale erosion andsediment transport models. **Catena**, Amsterdam, v. 64, n. 2, p. 247-271, 2005.

ALEXANDER, Peter *et al.* Losses, inefficiencies and waste in the global food system. *Agricultural Systems*, v. 153, p. 190–200, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2017.01.014>.

AMORE, E *et al*. Scale effect in USLE and WEPP application for soil erosion computation from three Sicilian basins. **Journal ofHydrology**, Amsterdam, v. 293, p. 100–114, 2004.

AMUNDSON, Ronald *et al.* Soil and human security in the 21st century. *Science*, v. 348, n. 6235, 2015.

BAEUMER, K. & BAKERMANS, W.A.P. Zero-tillage. Adv, Agron., New York, 25:77-121, 1973.

BAI *et al*. Global assessment of land degradation and improvement. 1. Identification by remote sensing. Report 2008/01, ISRIC – World Soil Information, Wageningen. 2008.

BEVEN. Towards a coherent philosophy for modelling the environment. **Proceedingsof the Royal Society of London: Mathematical, Physical and Engineering Sciences**, London, v. 458, p. 2465-2484, 2002.

BONITO. Câmara Municipal. LEI n. Lei Municipal nº 989/2003, de 09 de dezembro de 2003. Bonito - MS, 2003.

BORRELLI, Pasquale *et al.* An assessment of the global impact of 21st century land use change on soil erosion. *Nature Communications*, v. 8, n. 1, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1038/s41467-017-02142-7>.

BOARDMAN, J. Soil erosion science: Reflections on the limitations of current approaches. **Catena**, Amsterdam, v. 68, p. 73–86, 2006.

BOTELHO, R. G. M.; SILVA, A. S. Bacia hidrográfica e qualidade ambiental. In: VITTE, A. C.; GUERRA, A. J. T. (Orgs.) Reflexões sobre geografia física no Brasil. Rio de Janeiro, Bertrand, p. 153-192, 2004.

BRANDÃO, V. S *et al*. Infiltração de água no solo. Editora UFV, Viçosa, 2006. 120p.

BRASIL. Lei 4771/1965. Código Florestal Brasileiro [on line] http://www.planalto.gov.br/ccivil03/leis/L4771.htm.

BREVIK, Eric C. *et al.* Soil mapping, classification, and pedologic modeling: History and future directions. *Geoderma*, v. 264, p. 256–274, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.05.017>.

CAMPAGNARO, V. F.; IOST, C. Estudo sazonal limnológico da microbacia hidrográfica do Lajeado Xaxim e sua relação ao uso e ocupação do solo. Trabalho de conclusão de curso (Tecnologia Ambiental). Centro Federal de Educação Tecnológica do Paraná, Campus Medianeira. 2005.

CARMO, Valéria Amorim Do; OLIVEIRA, Cristiane Valéria De; CARDOSO, Maria Irene. Levantamento Pedológico e relação classes de solo e uso , na Comunidade da Galiléia – Município de Caparaó - MG, 2006.

CARVALHO, N.O. **Hidrossedimentologia prática**. Rio de Janeiro: Companhia de Pesquisa em Recursos Minerais, 1994. 372 p.

COMTUR. **Boletim informativo** n°34. 15 de fevereiro de 2012. Disponível em <http://www.bonito-ms.com.br/boletins/Boletim%20Informativo%2001%202012.pdf>. Acesso em: 17 de junho de 2012.

CONAB. Calendário de Plantio e Colheita de Grãos no Brasil 2019. p. 75, 2019. Disponível em: <https://www.conab.gov.br/institucional/publicacoes/outras-publicacoes/item/7694-calendario-agricola-plantio-e-colheita>. Acesso em 10 de maio de 2020.

CORREIA, Aislan *et al.* Análise da Turbidez da Água em Diferentes Estados de Tratamento. *Encontro Regional de Matemática Aplicada e Computacional - ERMAC*, v. 8, p. 1–5, 2008.

DANIEL, E. B *et al*. Watershed modeling and its applications: a state-of-the-art review. **The Open Hydrology Journal**, Bussum, v. 5, p. 26-50, 2011.

DE LIMA, J. L *et al*. The influence of the pattern of moving rainstorms on overland flow. Adv. Water Resource, 817–828 (2002).

DOUGLAS, J.T *et al.* Measurements of pores characteristics in a clay soil under ploughing and direct drilling, including use of a radioactive trace (144ce) technique. Soil Tillage Res., Amsterdam, 1(1):11-8, 1980.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. Brasília: Embrapa Produção de Informação; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 306p. 2006.

FAO & ITPS. The Status of the World's Soil Resources. (Main Report). Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, 2015.

FAO. Statistical Databases. Disponível em: http://apps.fao.org/, 2018.

FAO. **The global forest resources assessment 2010.** Rome, 163 p. 2010.

FLANAGAN, D.; NEARING, M (Ed.). **USDA - Water Erosion Prediction Project:** hillslope profile and watershed model documentation. West Lafayette: USDA, ARS, National Soil Erosion Research Laboratory, 288 p. 1995.

FLANAGAN, D; NEARING, M. Sediment particle sorting on hillslope profiles in the WEPP model. **Transactions of the ASAE**, St. Joseph, v. 43, n. 3, p. 573-583, 2000.

FLANAGAN, D. C *et al.* **A windows interface for the WEPP erosion model**. West Lafayette: USDA,ARS, National Soil Erosion Research Laboratory, 75 p. 1998.

FLANAGAN, D. C *et al.* Development of web-based GIS interfaces for application of the WEPP model. In: International Soil Conservation Organisation Conference, 2004.

FLANAGAN, DC; GILLEY, JE; FRANTI, TG. Water Erosion Prediction Project (WEPP). *Transactions of the ASABE*, v. 50, n. 5, p. 1603–1612, 2007.

FERREIRA, A. C *et al*. Análise Do Índice De Qualidade De Água Na Bacia Do Córrego Do Rio Acima, São João Del-Rei/Mg. *Revista Nacional de Gerenciamento de Cidades*, v. 3, n. 15, p. 94–105, 2015.

FOSTER et al. A model to estimate sediment yield from field-sized areas: development of model: in CREAMS: A Field-Scale Model for Chemicals. Runoff, and Erosion From Agricultural Management Systems. Vol. 1/: User Manual (WG Knisel, ed.), Conserv. Res. Report No. 26. USDA-Sci. Educ. Admin.: 193- 281, 1980.

FOSTER, G. R *et al.* Conversion of the universal soil loss equation to SI metric units. **Journal of Soil and WaterConservation**, Ankeny, v. 36, p. 355– 359, 1981.

FOSTER, G. R *et al*. Hillslope erosion component. In:FLANAGAN, D.C.; NEARING, M. A. **USDA - Water Erosion Prediction Project:** hillslope profile and watershed model documentation. West Lafayette: USDA, ARS, National Soil Erosion Research Laboratory, chap. 11, p. 1-12. (NSERL Report,10), 1995.

FUNDAÇÃO NEOTÓPICA BRASIL. Estudos para criação de unidades de conservação municipais em bonito , MS. p. 115, 2016.

GILLEY, J.E.; WELTZ, M.A. Hydraulics of overland flow. In: FLANAGAN, D.C.; NEARING, M.A. **USDA - Water Erosion Prediction Project:** hillslope profile and watershed model documentation. West Lafayette: USDA, ARS, National Soil ErosionResearch Laboratory, 1995. chap.

10, p. 1-7. (NSERL Report, 10).

GIMENEZ R, GOVERS G. Interaction between bed roughness and flow hydraulics in eroding rill. Water resources research 37(3): 791 – 799. 2001.

GRAYSON, R.; BLOSCHL, G (Ed.). **Spatial patterns in catchment hydrology:** observations and modeling. Cambridge: Cambridge University Press, 2001. 416 p.

GUO & GIFFORD. Soil carbon stocks and land use change: a meta-analysis. Global Change Biology, 8, 345–360. 2002.

HOOKE & MARTÍN-DUQUE. Land transformation by humans: a review. GSA Today, 22, 4–10. 2012.

INPE. Descrição do projeto PRODES. Disponível em: http://www.obt.inpe.br/ prodes/index.php. Acesso em 03 de dezembro de 2020.

INSTITUTO AGRONOMICO DE CAMPINAS - IAC. Neossolos. *Sistema Brasileiro de Classificação de Solos referidos*, 2018.

JETTEN, V *et al*. Erosion models: quality of spatial predictions. Hydrol. Process. 17, 887–900 (2003).

JONG VAN LIER, Q *et al*. Runoff mapping using WEPP erosion model and GIS tools. **Computersand Geosciences**, Amsterdam, v. 31, p. 1270-1276, 2005.

JUSTO, L J E C. Fosfato da Serra da Bodoquena-Mato Grosso do Sul. *Relatório*, 1999.

LAL, R. Soils and world food security. **Soil and Tillage Research**, London, v. 102, p. 1-4, 2009.

Lama se espalha por rios cristalinos de bonito e ameaça paraíso. **SOS Pantanal**, 2019. Disponível em: <https://www.sospantanal.org.br/assoreamento-rios-bonito-ms/>. Acesso em 20 de julho de 2020.

LANE, L. L *et al*. Development and application of modern soil erosion prediction technology: the USDA experience. **Australian Journal of Soil Research**, Clayton, v. 30, n. 6, p. 893-912, 1992.

LANGEVELD, Johannes W A *et al.* Analyzing the effect of biofuel expansion on land use in major producing countries : evidence of increased multiple cropping. p. 49–58, 2014.

LATHAM *et al*. Global Land Cover SHARE (GLC-SHARE) Database Beta-Release 1.0. FAO, Rome, 2014.

LAW AM; KELTON WD. Simulation Modeling and Analysis (2nd edition), 1991.

LOMBA, Roni Mayer. a Expansão Do Setor Terciário Em Função Da Atividade Turística Na Cidade De Bonito – Mato Grosso Do Sul – Brasil. v. 2, p. 7918–7930, 2005.

LOPES, E. F *et al.* 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*, v. 9, n. 3, p. 371, 2011.

LUÍZ, A. M. E et al. Parâmetros de cor e turbidez relacionados aos usos do solo e à morfometria da bacia hidrográfica do rio taquaral, São Mateus do Sul-PR. *Caminhos de geografia - revista on line*, v. 13, n. 41, p. 52 - 67, 2012.

MAPBIOMAS. Cobertura Coleção 5.1. Disponível em: <https://mapbiomas.org/download>. Acesso em 07 de outubro de 2019.

MATO GROSSO DO SUL. Assembleia Legislativa. LEI n. Lei Estadual nº 1871/1998, de 17 de julho de 1998. Diário Oficial da União. Campo Grande, 1998.

MENG, X *et al.* The impact of land use and rainfall patterns on the soil loss of the hillslope. *Scientific Reports*, v. 11, n. 1, p. 1–10, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41598-021-95819-5>.

MEYER, Chuck. General Description of the CLIGEN Model and its History. p. 21, 2004. Disponível em: <http://www.ars.usda.gov/SP2UserFiles/ad_hoc/36021500WEPP/cligen/CLIGENDescription.pdf>.

MERRITT, W. S *et al*. A review of erosion and sediment transport models. **Environmental Modelling & Software**, Camberra, v. 18, p. 761-799, 2003.

MINKOWSKI, M.; RENSCHLER, C. **GEOWEPP for ArcGIS 9.x full version manual.** Buffalo: The State University of New York at Buffalo, 2008. 121 p.

MONTANARELLA, Luca. Govern our soils. *Nature*, p. 2–3, 2015.

MURTY *et al*. Does conversion of forest to agricultural land change soil carbon and nitrogen? A review of the literature. Global Change Biology, 8, 105–123. 2002.

NEARING, M. A *et al*. Modeling response of soil erosion and runoff to changes in precipitation and cover. **Catena**, Amsterdam, v. 61, p. 131-154, 2005.

NEARING, M. A *et al*. A process-based soil erosion model for USDA-Water erosion prediction project technology. **Transactionsof the ASAE**, St. Joseph, v. 32, n. 5, p. 1587-1593, 1989.

NEARING, M. A *et al*. Prediction technology for soil erosion by water: status and research needs. **Soil Science Society ofAmerica Journal**, Madison, v. 54, 1990.

NEARING, M. A *et al.* A process-based soil erosion model for USDA-Water erosion prediction project technology. **Transactionsof the ASAE**, St. Joseph, v. 32, n. 5, p. 1587-1593, 1989.

NEARING, M. A *et al.* Sensivity analysis of the WEPP Hillslope Profile Erosion Model. Transactions of the American Society of Agricultural Engineering, 839–849. 1990.

NICKS, A. D *et al.* Weather generator. In: FLANAGAN, D.C.; NEARING, M.A. **USDA - Water Erosion Prediction Project:** hillslope profile and watershed model documentation. West Lafayette: USDA, ARS, National Soil Erosion Research Laboratory, 1995. chap. 2, p. 1-2. (NSERL Report, 10).

ALEXANDER, Peter *et al.* Losses, inefficiencies and waste in the global food system. *Agricultural Systems*, v. 153, p. 190–200, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2017.01.014>.

AMUNDSON, Ronald *et al.* Soil and human security in the 21st century. *Science*, v. 348, n. 6235, 2015.

ÂNGELA MARLI EWERLING LUÍZ, MARIA LIGIA CASSOL PINTO, Elizabeth W. O. Scheffer. PARÂMETROS DE COR E TURBIDEZ RELACIONADOS AOS USOS DO SOLO E À MORFOMETRIA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO TAQUARAL, SÃO MATEUS DO SUL-PR1. *CAMINHOS DE GEOGRAFIA - revista on line*, v. 13, p. 52–67, 2012. Disponível em: <http://www.ig.ufu.br/revista/caminhos.html>.

BORRELLI, Pasquale *et al.* An assessment of the global impact of 21st century land use change on soil erosion. *Nature Communications*, v. 8, n. 1, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1038/s41467-017-02142-7>.

BREVIK, Eric C. *et al.* Soil mapping, classification, and pedologic modeling: History and future directions. *Geoderma*, v. 264, p. 256–274, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.05.017>.

CARMO, Valéria Amorim Do; OLIVEIRA, Cristiane Valéria De; CARDOSO, Maria Irene. Levantamento Pedológico e relação classes de solo e uso , na Comunidade da Galiléia – Município de Caparaó - MG . Valéria Amorim do Carmo – (UFMG , mestre – vamorimbh@yahoo.com.br) Maria Irene Cardoso (UFV , Doutora – irene@ufv.br) A prática da agricu. 2006.

CONAB. Calendário de Plantio e Colheita de Grãos no Brasil 2019. p. 75, 2019. Disponível em: <https://www.conab.gov.br/institucional/publicacoes/outras-publicacoes/item/7694-calendario-agricola-plantio-e-colheita>.

CORREIA, Aislan *et al.* Análise da Turbidez da Água em Diferentes Estados de Tratamento. *Encontro Regional de Matemática Aplicada e Computacional - ERMAC*, v. 8, p. 1–5, 2008.

EMBRAPA. *Sistema brasileiro de classificação de solos*. [S.l: s.n.], 2018.

FAO. *INTERGOVERNMENTAL TECHNICAL PANEL ON SOILS INTERGOVERNMENTAL TECHNICAL PANEL ON SOILS Status of the World's Soil Resources*. [S.l: s.n.], 2011. Disponível em: <http://www.fao.org/3/i5199e/I5199E.pdf>.

FERREIRA, Arlon Cândido; ROCHA, Leonardo Cristian; FIGUEIREDO, Múcio Do Amaral. Análise Do Índice De Qualidade De Água Na Bacia Do Córrego Do Rio Acima, São João Del-Rei/Mg. *Revista Nacional de Gerenciamento de Cidades*, v. 3, n. 15, p. 94–105, 2015.

FLANAGAN, DC; GILLEY, JE; FRANTI, TG. Water Erosion Prediction Project (WEPP). *Transactions of the ASABE*, v. 50, n. 5, p. 1603–1612, 2007.

FUNDAÇÃO NEOTÓPICA BRASIL. ESTUDOS PARA CRIAÇÃO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO MUNICIPAIS EM BONITO , MS. p. 115, 2016.

GRISCOM, Bronson W. *et al.* Natural climate solutions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 114, n. 44, p. 11645–11650, 2017.

INSTITUTO AGRONOMICO DE CAMPINAS - IAC. Neossolos. *Sistema Brasileiro de Classificação de Solos referidos*, 2018.

LANGEVELD, Johannes W A *et al.* Analyzing the effect of biofuel expansion on land use in major producing countries : evidence of increased multiple cropping. p. 49–58, 2014.

LOMBA, Roni Mayer. a Expansão Do Setor Terciário Em Função Da Atividade Turística Na Cidade De Bonito – Mato Grosso Do Sul – Brasil. v. 2, p. 7918–7930, 2005.

LOPES, Erico Fernando *et al.* 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*, v. 9, n. 3, p. 371, 2011. Disponível em: <http://www.ufrgs.br/seerbio/ojs/index.php/rbb/article/view/1758>.

MENG, Xianmeng *et al.* The impact of land use and rainfall patterns on the soil loss of the hillslope. *Scientific Reports*, v. 11, n. 1, p. 1–10, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41598-021-95819-5>.

MEYER, Chuck. General Description of the CLIGEN Model and its History. p. 21, 2004. Disponível em: <http://www.ars.usda.gov/SP2UserFiles/ad_hoc/36021500WEPP/cligen/CLIGENDescription.pdf>.

MONTANARELLA, Luca. Govern our soils. *Nature*, p. 2–3, 2015.

NEARING, M. A. *et al.* Prediction Technology for Soil Erosion by Water: Status and Research Needs. *Soil Science Society of America Journal*, v. 54, n. 6, p. 1702–1711, 1990.

PIMENTEL, D *et al.* Environmental and Economic Costs of Soil Erosion and Conservation

Benefits. *Science*, v. 267, n. 5201, p. 1117–1123, 2006. Disponível em: <http://science.sciencemag.org/content/267/5201/1117.short>.

PIMENTEL, David. Soil erosion: A food and environmental threat. *Environment, Development and Sustainability*, v. 8, n. 1, p. 119–137, 2006.

POESEN, Jean. Soil erosion in the Anthropocene: Research needs. *Earth Surface Processes and Landforms*, v. 43, n. 1, p. 64–84, 2018.

QUINTON, John N. *et al.* The impact of agricultural soil erosion on biogeochemical cycling. *Nature Geoscience*, v. 3, n. 5, p. 311–314, 2010. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1038/ngeo838>.

RANIERI, Simone Beatriz Lima *et al.* Erosion database interface (EDI): A computer program for georeferenced application of erosion prediction models. *Computers and Geosciences*, v. 28, n. 5, p. 661–668, 2002.

RENSCHLER, Chris S. Designing geo-spatial interfaces to scale process modes: the GEOWEPP approach. *Hydrological Processes*, v. 17, n. 5, p. 1005–1017, 2003.

SMITH, Pete *et al.* Global change pressures on soils from land use and management. *Global Change Biology*, v. 22, n. 3, p. 1008–1028, 2016.

SMITH, Pete *et al.* Which practices co-deliver food security, climate change mitigation and adaptation, and combat land degradation and desertification? *Global Change Biology*, v. 26, n. 3, p. 1532–1575, 2020.

WU, Jianguo. Landscape sustainability science: Ecosystem services and human well-being in changing landscapes. *Landscape Ecology*, v. 28, n. 6, p. 999–1023, 2013.

YANG, Dawen *et al.* Global potential soil erosion with reference to land use and climate changes. *Hydrological Processes*, v. 17, n. 14, p. 2913–2928, 2003.

PIMENTEL, D *et al.* Environmental and Economic Costs of Soil Erosion and Conservation Benefits. *Science*, v. 267, n. 5201, p. 1117–1123, 2006. Disponível em: <http://science.sciencemag.org/content/267/5201/1117.short>.

PIMENTEL, David. Soil erosion: A food and environmental threat. *Environment, Development and Sustainability*, v. 8, n. 1, p. 119–137, 2006.

POESEN, Jean. Soil erosion in the Anthropocene: Research needs. *Earth Surface Processes and Landforms*, v. 43, n. 1, p. 64–84, 2018.

QUINTON, John N. *et al.* The impact of agricultural soil erosion on biogeochemical cycling. *Nature Geoscience*, v. 3, n. 5, p. 311–314, 2010. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1038/ngeo838>.

RADAM BRASIL. Relatório – Folha SF21 Campo Grande. Volume 28. 1985.

RANIERI, S. B. L *et al.* Erosion database interface (EDI): A computer program for georeferenced application of erosion prediction models. *Computers and Geosciences*, v. 28, n. 5, p. 661–668, 2002.

Rios de Bonito estão turvos após chuvas; secretário diz que 'há 15 anos teria turvado também'. G1, 2019. Disponível em: < https://g1.globo.com/ms/mato-grosso-do-sul/noticia/2019/04/22/video-rios-de-bonito-estao-turvos-apos-chuvas-secretario-diz-que-ha-15-anos-teria-turvado-tambem.ghtml> . Acesso em 20 de julho de 2020.

RSTUDIO TEAM. **RStudio**: Integrated Development for R. RStudio, Inc., Boston, 2013. Disponível em: <http://www.rstudio.com/>. Acesso em: 20 de outubro 2020.

SCHOENEBERGER, P. J.; WYSOCKI, D. A. Hydrology of soils and deep regolith: a nexus between soil geography, ecosystems and land management. Geoderma, Amstedam, v. 126, p. 117-128, 2005.

SILVA, A. M *et al.* **Erosão e hidrossedimentologia em bacias hidrográficas.** São Carlos: RIMA, 2003.140p.

SMITH, P. An overview of the permanence of soil organic carbon stocks: Influence of direct human-induced, indirect and natural effects. Eur. J. Soil Sci. 56, 673–680 (2005). doi: 10.1111/j.1365-2389.2005.00708.x

SMITH, Pete *et al.* Global change pressures on soils from land use and management. *Global Change Biology*, v. 22, n. 3, p. 1008–1028, 2016.

SMITH, Pete *et al.* Which practices co-deliver food security, climate change mitigation and adaptation, and combat land degradation and desertification? *Global Change Biology*, v. 26, n. 3, p. 1532–1575, 2020.

SPAROVEK, G *et al.* Sugarcane ethanol production in Brazil: an expansion model sensitive to socioeconomic and environmental concerns. **Biofuels, Bioproducts and Biorefining**, London, v. 1, p. 270-282, 2007.

SPAROVEK, G.; SCHNUG, E. Soil tillage and precision agriculture a theoretical case study for soil erosion control in Brazilian sugar cane production. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 61, p. 47-54, 2001a.

SPERLING, E. V. Monitoramento simplificado de mananciais superficiais. 21° Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES – Trabalhos Técnicos. São Paulo, p. 1. 2004.

SONNEVELD, B.G.J.S.; NEARING, M.A. A nonparametric/parametric analysis of the Universal Soil Loss Equation. **Catena**, Amsterdam, v. 52, p. 9-21, 2003.

STUDIO. **R.R Studio:** integrated development environment for R; version 0.98. 2013. Disponível em: <https://www.rstudio.com/products/rstudio/>. Acesso em: 20 de outubro de 2020.

STÜRMER, S. L. K *et al.* Relação da granulometria do solo e morfologia do saprolito com a infiltração de água em Neossolos Regolíticos do rebordo do Planalto do Rio Grande do Sul. Ciência Rural, Santa Maria, v. 39, n. 7, p. 2057-2064, 2009.

SUGUIO, K. & BIGARELLA, J.J. Ambientes fluviais. 2.ed. Florianópolis: Editora da UFSC/UFPR, 1990.

O rio da Prata está perdendo os rins. **Ecoa**, 2018. Disponível em: <https://ecoa.org.br/rio-da-prata-esta-perdendo-os-rins/ >. Acesso em 20 de julho de 2020.

RENSCHLER, C. S. Designing geo-spatial interfaces to scale process models: theGEOWEPP approach. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 17, n. 5, p. 1005- 1017, 2003.

RENARD, K. G *et al.* **Predicting soil erosion by water:** a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). Washington: USDA, ARS, 1997. 328 p. (Agricultural Handbook, 703).

RESENDE, M. Aplicações de conhecimentos pedológicos à conservação de solos. Informe Agropecuário, v. 11, n. 128, p. 3-18, 1985.

UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE - USDA. Agricultural Research Service. **Water erosion prediction project.** Disponível em: <http://www.ars.usda.gov/News/docs.htm?docid=10621>. Acesso em: 01 out. 2019.

VAZHEMIN, I.G. Chemical composition of natural waters in the VYG river basin in relation to the soil of Central Karelia. Soviet Soil Science, 4(1): 90-101. 1972.

VIEIRA, M. I *et al*. Perdas por erosão em diferentes sistemas de preparo do solo para a cultura da soja (Glycine max (L.) Mcmli) em condições de chuva simulada. R. bras. Ci. Solo. Campinas, 2(3): 209-14, 1978.

WEST *et al.* Leverage points for improving global food security and the environment. Science, 345, 325–328. 2014.

WISCHMEIER, W.H.; SMITH, D.D. **Predicting rainfall erosion losses**: a guide to conservation planning. Washington: USDA, 1978. 58 p. (Agricultural Handbook, 537).

WU, Jianguo. Landscape sustainability science: Ecosystem services and human well-being in changing landscapes. *Landscape Ecology*, v. 28, n. 6, p. 999–1023, 2013.

YANG, Dawen *et al.* Global potential soil erosion with reference to land use and climate changes. *Hydrological Processes*, v. 17, n. 14, p. 2913–2928, 2003.

APÊNDICES

APENDICE A

Parâmetros físicos e químicos para a construção dos dados de entrada dos solos

Parâmetros de entrada - Nitossolo Vermelho Eutrófico

Parâmetros Físicos

Horizonte	Camada	Profundidade (mm)	Areia (%)	Argila (%)	M.O (%)	CEC (meq/100g)	Rocha (%)
A1	1	100	16	60	4.71	22,65	0.0
A3	2	200	16	60	3.12	17,68	0.0
B1t	3	450	13	70	2.52	13,53	0.0
B21t	4	1000	10	76	1.48	9,86	0.0
B22t	5	1550	12	74	0.67	9,31	0.0
B23t	6	2000	12	68	0.48	9,24	0.0

Parâmetros Químicos

Horizonte	Camada	Ca mE/100g	Mg mE/100g	K mE/100g	Na mE/100g	H mE/100g	Al mE/100g
A1	1	13,6	2,6	0,47	0,08	5,9	0
A3	2	9,3	1,3	0,13	0,05	6,4	0,5
B1t	3	6,7	0,3	0,08	0,05	5,2	1,2
B21t	4	4,7	0,2	0,08	0,08	3,8	1
B22t	5	5,7	0,2	0,05	0,06	2,9	0,4
B23t	6	5,9	0,2	0,06	0,08	2,6	0,4

Parâmetros de entrada - Chernossolo Rendzico Órtico

Parâmetros Físicos

Horizonte	Camada	Profundidade (mm)	Areia (%)	Argila (%)	M.O (%)	CEC (meq/100g)	Rocha (%)
A	1	200	9	91	7.55	31,71	27
C1	2	350	13	87	1.78	20,88	37
C2	3	1350	15	85	0.64	15,11	31

Parâmetros Químicos

Horizonte	Camada	Ca mE/100g	Mg mE/100g	K mE/100g	Na mE/100g	H mE/100g	Al mE/100g
A	1	29,1	1,7	0,73	0,18	0	0
C1	2	19,6	0,9	0,21	0,17	0	0
C2	3	13,3	0,5	1,13	0,18	0	0

Parâmetros de entrada - Chernossolo Rendzico Argilúvico

Parâmetros Físicos

Horizonte	Camada	Profundidade (mm)	Areia (%)	Argila (%)	M.O (%)	CEC (meq/100g)	Rocha (%)
A11	1	200	9	91	12,15	33,74	19

A12	2	550	7	93	7,74	31,49	23
C1	3	850	16	45	3,26	22,87	63
C2	4	1250	25	69	0,62	10,08	53

Parâmetros Químicos

Horizonte	Camada	Ca mE/100g	Mg mE/100g	K mE/100g	Na mE/100g	H mE/100g	Al mE/100g
A11	1	28,6	3,7	1,23	0,21	0	0
A12	2	26,7	3,6	1,01	0,18	0	0
C1	3	20,8	0,8	1,04	0,23	0	0
C2	4	9,5	0,3	0,1	0,18	0	0

Parâmetros de entrada - Latossolo Vermelho

Parâmetros Físicos

Horizonte	Camada	Profundidade (mm)	Areia (%)	Argila (%)	M.O (%)	CEC (meq/100g)	Rocha (%)
A1	1	200	45	55	3,36	14,68	0
A3	2	350	37	63	2,17	10,15	0
B1	3	600	34	66	1,38	7,83	0
B21	4	1000	34	66	1,1	7,4	0
B22	5	1400	30	70	0,78	6,32	0
B23	6	2400	33	67	0,62	6,49	0
B3	7	2800	34	66	0,33	5,63	0

Parâmetros Químicos

Horizonte	Camada	Ca mE/100g	Mg mE/100g	K mE/100g	Na mE/100g	H mE/100g	Al mE/100g
A1	1	6,6	2,2	0,2	0,08	5,5	0,1
A3	2	3,9	0,3	0,08	0,07	4,5	1,3
B1	3	2,3	0,2	0,06	0,07	3,2	2
B21	4	1,9	0,2	0,04	0,06	3,1	2,1
B22	5	1,5	0,2	0,05	0,07	2,6	1,9
B23	6	1,7	0,2	0,04	0,05	2,5	2
B3	7	2,4	0,2	0,04	0,09	2	0,9

Parâmetros de entrada – Gleissolo Melânico Ta

Parâmetros Físicos

Horizonte	Camada	Profundidade (mm)	Areia (%)	Argila (%)	M.O (%)	CEC (meq/100g)	Rocha (%)
A	1	200	66	34	7.46	8,1	0
(B)	2	350	38	62	2.29	1,52	0
C1g	3	600	45	55	0.76	2,49	0
C2g	4	1500	40	60	0.43	1,4	1
C3g	5	2200	43	57	0.26	3,34	9

Parâmetros Químicos

Horizonte	Camada	Ca mE/100g	Mg mE/100g	K mE/100g	Na mE/100g	H mE/100g	Al mE/100g
A	1	32.1	3,7	0,07	0,43	3,9	0

(B)	2	22.7	1,3	0,06	0,16	0	0
C1g	3	17.6	2,3	0,06	0,13	0	0
C2g	4	23.1	1,2	0,07	0,13	0	0
C3g	5	26.5	3,2	0,08	0,06	0	0

Parâmetros de entrada – Neossolos Regolíticos

Parâmetros Físicos

Horizonte	Camada	Profundidade (mm)	Areia (%)	Argila (%)	M.O (%)	CEC (meq/100g)	Rocha (%)
A1	1	100	82	18	2.17	7,53	84
AC	2	350	76	24	1.74	6,25	74
IIC	3	1000	77	23	1.28	6,83	0

Parâmetros Químicos

Horizonte	Camada	Ca mE/100g	Mg mE/100g	K mE/100g	Na mE/100g	H mE/100g	Al mE/100g
A1	1	2	1,7	0,56	0,07	2,9	0,3
AC	2	0,9	0,8	0,2	0,05	2,8	1,5
IIC	3	0,7	0,5	0,18	0,05	2,6	2,8

Fonte: Radam Brasil, Relatório número 28, Folha Campo Grande, 1985.

APÊNDICE B

Parâmetros de crescimento e colheita da planta

	Unidades	Soja	Milho	Vegetação Nativa	Pastagem
Relação de energia de biomassa	kg / MJ	25	35	15	15
Graus dias crescentes até a emergência	Graus C.days	60	60	5	30
Graus dias crescentes para a estação de crescimento	Graus C.days	1150	1700	0	0
Espaçamento de planta em linha	cm	2,5	21,9	200	0.6
Diâmetro do caule da planta na maturidade	cm	0,95	5,1	25	0.22
Altura do resíduo em pé pós-colheita; altura de corte	cm	15	30,4	2000	15.2
Índice de colheita (rendimento da safra seca / biomassa seca total acima do solo)	%	50	50	42	90

Fonte: Adaptado do modelo WEPP, para culturas e/ou situações semelhantes.

Parâmetros de temperatura e radiação

	Unidades	Soja	Milho	Vegetação Nativa	Pastagem
Temperatura base diária do ar	Graus C	10	10	2	10
Temperatura ideal para o crescimento da planta	Graus C	25	25	20	25
Temperatura máxima que impede o crescimento de uma cultura perene	Graus C	0	0	40	32
Temperatura crítica de congelamento para uma cultura perene	Graus C	0	0	-40	1.1
Coeficiente de extinção de radiação		0,31	0,65	0,9	0.65

Fonte: Adaptado do modelo WEPP, para culturas e/ou situações semelhantes.

Parâmetros de Cobertura de Dossel, e Raiz

	Unidades	Soja	Milho	Vegetação Nativa	Pastagem
Coeficiente de cobertura do dossel		14	3,6	14	14
Valor do parâmetro para a equação da altura do dossel		3	3	3	23
Máxima dossel altura	cm	101	260	600	50
Máxima folha área índice		5	3,5	6	9

Profundidade máxima da raiz	cm	100	152	200	20
Razão raiz para rebento (% crescimento da raiz /% crescimento acima do solo)	%	25	25	33	33
Massa máxima da raiz para uma cultura perene	kg / m2	0	0	0,5	0.34

Fonte: Adaptado do modelo WEPP, para culturas e/ou situações semelhantes.

Parâmetros de senescência

	Unidades	**Soja**	**Milho**	**Vegetação Nativa**	**Pastagem**
Porcentagem da estação de crescimento quando o índice de área foliar começa a diminuir (0-100%)	%	90	80	50	85
Período durante o qual ocorre a senescência	dias	14	30	90	14
Porcentagem do dossel remanescente após a senescência (0-100%)	%	10	65	50	30
Porcentagem de biomassa remanescente após a senescência (0-100%)	%	10	98	80	30

Fonte: Adaptado do modelo WEPP, para culturas e/ou situações semelhantes.

Parâmetros de Resíduos

	Unidades	**Soja**	**Milho**	**Vegetação Nativa**	**Pastagem**
Parâmetro para equação de cobertura de resíduo plano	sq.m / kg	5,2	2,1	5	5
Permanente para fator de ajuste de resíduo plano (vento, neve, etc.)	%	99	99	99	99
Constante de decomposição para calcular a mudança de massa da biomassa acima do solo		0,013	0,0065	0,006	0.009
Constante de decomposição para calcular a mudança de massa da biomassa da raiz		0,013	0,0065	0,006	0.009
Use valores muito frágeis ou não frágeis		Frágil	Não Frágil	Não Frágil	Não Frágil

Fonte: Adaptado do modelo WEPP, para culturas e/ou situações semelhantes.

Outros Parâmetros

	Unidades	Soja	Milho	Vegetação Nativa	Pastagem
Tolerância à seca específica da planta (% da porosidade do solo)	%	0	0	10	0
Valor crítico de biomassa viva abaixo do qual o pastejo não é permitido	kg / m2	0	0	0	0.1
Fator de atrito Darcy Weisbach máximo para plantas vivas		0	0	17	12
Unidades de colheita		WEPP WillSet	WEPP WillSet	WEPP WillSet	WEPP WillSet
Rendimento ideal sob condições sem estresse	kg / m2	0	0	0	0

Fonte: Adaptado do modelo WEPP, para culturas e/ou situações semelhantes.

Condições das Plantas Iniciais

	Unidades	Soja	Milho	Vegetação Nativa	Pastagem
Densidade aparente após a última lavoura	(g/cub.cm)	1,1	1,1	1.1	1.1
Cobertura inicial do dossel (0-100%)	%	0	0	90	15
Dias desde a última lavoura	dias	200	200	1000	200
Dias desde a última colheita	dias	115	115	1000	92
Profundidade de geada inicial	cm	0	0	0	0
Cobertura inicial entre perfurações (0-100%)	%	90	90	100	15
Sistema inicial de cultivo de resíduos		Pousio	Pousio	Perene	Perene
Chuvas cumulativas desde a última lavoura	mm	500	500	1000	500.1
Altura inicial do cume após a última lavoura	cm	2	2	10	2
Cobertura inicial do canal (0-100%)	%	90	90	100	15
Rugosidade inicial após a última lavoura	cm	2	2	10	2
Espaçamento de sulco	cm	0	0	0	0
Tipo de largura do sulco		Temp.	Temporário	Temporário	Temporário
Profundidade inicial da neve	cm	0	0	0	0
Profundidade inicial de degelo	cm	0	0	0	0
Profundidade da camada secundária de	cm	10	10	10	10

cultivo					
Profundidade da camada de cultivo primária	cm	20	20	20	20
Largura inicial do canal	cm	0	0	0	0
Massa total inicial da raiz morta	kg / m2	0	0	0.5	0,2
Massa residual submersa total inicial	kg / m2	0	0	0.5	0

Fonte: Adaptado do modelo WEPP, para culturas e/ou situações semelhantes.

ANEXOS

ANEXO A

Questões para se levantar sobre o manejo de Bonito MS - Plantio Direto

Considerando a janela de plantio da soja para o Estado ser de 16 de setembro à 31 de dezembro.

a) Principais culturas da região

( ) soja ( ) milho ( ) sorgo ( ) outras. Qual _____

b) Quanto ao escalonamento

O produtor que produz soja na safra, é o mesmo que produz milho? (acredito que sim). Se não, qual cultura? _____

c) Método de plantio da região

Se direto

Quanto a sucessão:

Qual cultura sucede a outra? (ex. soja, seguida de milho) _____

Quanto ao solo:

Realiza escarificação? ( ) sim ( ) não

Se sim, a cada quantos anos? _____

Realiza a aplicação de calcário como pré plantio? ( ) sim ( ) não

Se sim, qual intervalo de aplicação? _____

d) Culturas

SOJA

Qual a data de plantio da soja? _____

Quantas aplicações de defencivos são realizadas ao total durante o ciclo da soja? ( ) aplicações

Em quais datas cada?

Após ( ) dias Após ( ) dias Após ( ) dias Após ( ) dias

Realiza alguma outra intervenção (operação) na lavoura? ( ) sim ( ) não

Se sim, qual? _____

Mais de uma vez? _____

Se sim, qual o intervalo durante o ciclo? _____

Tipo de crescimento da cultivar ( ) determinado ( ) indeterminado

Tam. Ciclo da soja: (eu mesmo posso responder, baseado nas datas)

Espaçamento entrelinhas? _____

Espaçamento entreplantas _____

Quando realiza a colheita da soja?

MILHO

Qual a data de plantio do milho? _____

Quantas aplicações de defencivos são realizadas ao total durante o ciclo do milho? ( ) aplicações

Em quais datas cada?

Após ( ) dias Após ( ) dias Após ( ) dias Após ( ) dias

Realiza alguma outra intervenção (operação) na lavoura? ( ) sim ( ) não

Se sim, qual? _____

Mais de uma vez? _____

Se sim, qual o intervalo durante o ciclo? _____

Espaçamento entrelinhas? _____

Espaçamento entreplantas _____

Quando realiza a colheita do milho?

e) Vazio sanitário

O vazio sanitário é realizado de 15 de junho a 15 de setembro contra a ferrugem asiática. Dito isso o solo fica em pousio após o fim da segunda safra (milho) ou é permitido alguma cultura de inverno? Se sim, qual? _____

Realiza-se a “limpeza de guaras ou tiqueras” devido ao vazio sanitário?

( ) sim ( ) não

É feito após a colheita da ( ) soja ou do ( ) milho ou após ( ) os dois

Como é realizada a “limpeza de guaxas ou tigueras” da área para o pousio do vazio sanitário?

( ) mecanizado ( ) químico

f) Palhada

Após a colheita do milho a palhada é deixada sob o solo até o fim do pousio? ( ) sim ( ) não

Quantos porcento? _____