



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO DO SUL
CAMPUS DE TRÊS LAGOAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA

Víncler Fernandes Ribeiro de Oliveira

**Análise da fragilidade ambiental sazonal integrando a equação revisada de perda de solos e a
qualidade das águas superficiais**

Três Lagoas
2023

Víncler Fernandes Ribeiro de Oliveira

Análise da fragilidade ambiental sazonal integrando a equação revisada de perda de solos e a qualidade das águas superficiais

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campus de Três Lagoas, como requisito para obtenção do grau de Doutor em Geografia.

Orientador: Prof^o. Dr^o. Vitor Matheus Bacani.

Três Lagoas
2023

Ficha de identificação da obra

Oliveira, Víncler Fernandes Ribeiro de
Análise da fragilidade ambiental sazonal integrando a
equação revisada de perda de solos e a qualidade das
águas superficiais/ Víncler Fernandes Ribeiro de
Oliveira ; orientador, Vitor Matheus Bacani, 2023.
144 p.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Mato
Grosso do Sul, Programa de Pós-Graduação em
Geografia, Três Lagoas, 2023.

Inclui referências.

1. Geografia. I. Bacani, Vitor Matheus. II.
Universidade Federal de Mato Grosso do sul. Programa de
Pós-Graduação em Geografia. III. Título Doutor Em
Geografia.

Víncler Fernandes Ribeiro de Oliveira

**Análise da fragilidade ambiental sazonal integrando a equação revisada de perda de solos e a
qualidade das águas superficiais**

O presente trabalho em nível de doutorado foi avaliado e aprovado por banca examinadora
composta pelos seguintes membros:

Prof. Dr. André Luiz Pinto

Universidade Federal de Mato Grosso do Sul – UFMS/CPTL

Prof. Dr. Cesar Gustavo da Rocha Lima

Universidade Estadual Paulista, FE, Ilha Solteira, SP

Prof. Dr. Jader de Oliveira Santos

Universidade Federal do Ceará – UFC, Fortaleza - CE

Dr. Elias Rodrigues da Cunha

Universidade Federal de Mato Grosso do Sul – UFMS, Aquidauana - MS

Prof. Dr. Vitor Matheus Bacani

Universidade Federal de Mato Grosso do Sul – UFMS/CPTL

Presidente

Três Lagoas, 2023

Agradecimentos

Primeiramente agradeço a Deus por conceder força de correr atrás dos meus objetivos, a minha família e pelo apoio e suporte dos meus amigos.

Agradeço ao professor Vitor Matheus Bacani por todos estes anos de apoio e compreensão, ao professor André Luiz Pinto e ao professor Cesar Gustavo da Rocha Lima por terem, também, colaborado diretamente na minha pesquisa, a professora Adriana Maria Güntzel pelo incentivo em seguir carreira acadêmica e a tantos outros profissionais não citados que colaboraram na construção desta tese.

Agradeço aos colaboradores dos laboratórios, a empresa Eldorado Brasil, a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001 e da Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul – UFMS/MEC – Brasil.

Resumo

As intervenções nos diferentes componentes do ambiente como o relevo, o solo e a cobertura vegetal, podem resultar no aparecimento de erosões e no comprometimento da qualidade da água e da funcionalidade do sistema, sendo esta intervenção maior ou menor em função das características intrínsecas do ambiente, ou seja, da fragilidade ambiental. Estas modificações podem ser provenientes das intervenções antrópicas ou mesmo de causas naturais, em associação com a sazonalidade climática. Assim, a hipótese central a ser investigada parte da premissa de que o estado de conservação ambiental sazonal, avaliado a partir da fragilidade ambiental, utilizando a estimativa da perda de solo e qualidade da água superficial como elemento participativo da análise ambiental, pode refletir o estado de conservação da bacia hidrográfica do córrego Urutu – MS. Deste modo este trabalho teve como objetivo avaliar a fragilidade ambiental de forma sazonal a partir da implementação de variáveis como erosividade da chuvas, erodibilidade do solo, declividade, Índice de Vegetação por Diferença Normalizada – IVDN e a qualidade da água superficial. Baseado neste conjunto destas variáveis foi também realizado, sobre a influência sazonal, a estimativa da perda de solo a partir da equação revisada da perda de solo e a classificação da qualidade da água por meio da resolução 357/2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Desta forma os modelos de análise ambiental confeccionados a partir da influência sazonal, resultaram na distribuição de suas classes espacialmente a partir da sensibilidade do ambiente a perda de solo. Os resultados mostraram que houve a influência da sazonalidade na fragilidade ambiental, na perda de solo e também na qualidade da água, sendo a erosividade da chuva e o IVDN um dos principais responsáveis por esta diferenciação. Detalhadamente, dentre as estações, a primavera foi a estação que resultou em maior área classificada como alta (27%) e média (46%) fragilidade ambiental (27%), com estimativa da perda de solo com média de $0,3733 \text{ t.ha}^{-1}\text{mês}^{-3}$ e com a classe II de qualidade da água. O verão foi a segunda estação com as maiores áreas de classe alta (20%) e média (42%) de fragilidade ambiental, porém apresentou maior taxa estimada de perda de solo, com valor médio de $0,4393 \text{ t.ha}^{-1}\text{mês}^{-3}$. Já as perdas de solo do outono ($0,07683 \text{ t.ha}^{-1}\text{mês}^{-3}$) e o inverno ($0,0569 \text{ t.ha}^{-1}\text{mês}^{-3}$) apresentaram as menores taxas, com as maiores áreas classificadas com a classe baixa da fragilidade ambiental e resultando na classe II de qualidade da água. A validação dos modelos sazonais da análise ambiental resultou na detecção de áreas que necessitam de intervenção, com relação ao controle da perda de solo. A partir da validação sazonal da fragilidade ambiental, por pontos de erosão, a classificação sazonal da qualidade da água foi utilizada como variável participativa da análise ambiental. Para isso a compartimentação da bacia hidrográfica foi a principal condição para análise ambiental, pois esta

permitiu que não houvesse generalização da classificação tanto da fragilidade ambiental como da qualidade da água. Além do mais, a qualidade da água como variável participativa da fragilidade ambiental mostrou uma relação direta sobre as áreas de florestas naturais/plantadas, com exceção apenas da primavera. De modo geral a avaliação da fragilidade ambiental utilizando este conjunto de variáveis e em associação com a influência climática (sazonalidade) refletiram o estado de conservação da BHCU.

Palavras-chave: análise ambiental, autocorrelação espacial, IVDN, EUPS, CONAMA 357/2005.

Abstract

Interventions in the different components of the environment, such as relief, soil and land cover, can result in the appearance of erosion and in the impairment of water quality and system functionality, with this intervention being greater or lesser depending on the intrinsic characteristics of the environment, in other words, of environmental fragility. These modifications may come from anthropic interventions or even from natural causes, in association with climatic seasonality. Thus, the central hypothesis to be investigated starts from the premise that the state of seasonal environmental conservation, evaluated from the environmental fragility, using the estimate of soil loss and surface water quality as a participatory element of the environmental analysis, can reflect the state for the conservation of the hydrographic basin of the Urutu stream – MS. Thus, this work aimed to evaluate the environmental fragility in a seasonal way based on the implementation of variables such as rainfall erosivity, soil erodibility, slope, Vegetation Index by Normalized Difference – IVDN and surface water quality. Based on this set of these variables, it was also carried out, on the seasonal influence, the estimate of soil loss from the revised soil loss equation and the classification of water quality through resolution 357/2005 of the National Council for the Environment - CONAMA. In this way, the environmental analysis models made from the seasonal influence, resulted in the distribution of their classes spatially from the sensitivity of the environment to soil loss. The results showed that there was an influence of seasonality on environmental fragility, soil loss and also on water quality, with rainfall erosivity and NDVI being one of the main factors responsible for this difference. In detail, among the seasons, spring was the season that resulted in the largest area classified as high (27%) and medium (46%) environmental fragility (27%), with an estimated soil loss averaging $0.3733 \text{ t. ha}^{-1}\text{month}^{-3}$ and with water quality class II. Summer was the second season with the highest areas of high (20%) and medium (42%) environmental fragility, but it had the highest estimated rate of soil loss, with an average value of $0.4393 \text{ t.ha}^{-1}\text{month}^{-3}$. Soil losses in autumn ($0.07683 \text{ t.ha}^{-1}\text{month}^{-3}$) and winter ($0.0569 \text{ t.ha}^{-1}\text{month}^{-3}$) showed the lowest rates, with the largest areas classified as low class of fragility environmental and resulting in class II water quality. The validation of the seasonal models of the environmental analysis resulted in the detection of areas that need intervention, regarding the control of soil loss. From the seasonal validation of environmental fragility, by points of erosion, the seasonal classification of water quality was used as a participatory variable in the environmental analysis. For this, the compartmentalization of the hydrographic basin was the main condition for the environmental analysis, as this allowed there to be no generalization of the classification of both environmental fragility and water quality. Furthermore, water quality as a participatory variable of

environmental fragility showed a direct relationship with areas of natural/planted forests, with the exception of spring. In general, the assessment of environmental fragility using this set of variables and in association with climate influence (seasonality) reflected the state of conservation of the BHCU.

Key words: environmental analysis, spatial autocorrelation, NDVI, RUSLE, CONAMA 357/2005.

Lista de figuras

Figura 1.1 - Localização da BHCU, Aparecida do Taboado-MS.	19
Figura 1.2 - Unidades geológicas e pedológicas da BHCU-MS.	20
Figura 1.3 - Precipitação pluviométricas em Aparecida do Taboado-MS e seu entorno.	20
Figura 1.4 - Organograma metodológico do banco de dados.	22
Figura 3.1 - Fluxograma metodológico.	43
Figura 3.2 - Chave de Interpretação dos pontos de erosão coletados na BHCU.	51
Figura 3.3 - Mapa da BHCU com altimetria, declividade e fator LS.	52
Figura 3.4 - Erodibilidade e solos da BHCU, em Aparecida do Taboado - MS.	55
Figura 3.5 - Distribuição espacial do fator C e do IVDN na BHCU-MS.	57
Figura 3.6 - Uso e cobertura da terra da bacia hidrográfica do córrego Urutu, Aparecida do Taboado-MS em 2019.	59
Figura 3.7 - Mapa da fragilidade ambiental sazonal da BHCU do outono de 2019 ao verão de 2020 – Aparecida do Taboado/MS.	60
Figura 3.8 - Boxplot das perdas de solo por estação do ano na BHCU-MS.	61
Figura 3.9 - Área ocupada pelas classes de fragilidade ambiental sazonal da BHCU.	63
Figura 3.10 - Fragilidade ambiental da BHCU-MS: A) fragilidade ambiental ponderada sazonalmente; B) fragilidade ambiental adaptada de ROSS (1994) e Crepani et al. (2001).	65
Figura 3.11 - Área ocupada pelas classes de fragilidade: A) fragilidade ambiental ponderada sazonalmente; B) fragilidade ambiental adaptada de ROSS (1994; 2012) e Crepani et al. (2001).	66
Figura 3.12 - Graus de perda de solo estimados sazonalmente pela RUSLE na BHCU-MS.	68
Figura 3.13 - Boxplot das perdas de solo por estação do ano da BHCU-MS.	69
Figura 3.14 - Distribuição anual da erosividade e o IVDN sazonal.	70
Figura 3.15 - Mapeamento da perda de solo anual a partir do somatório das estações da BHCU, Aparecida do Taboado - MS.	74
Figura 3.16 - Autocorrelação espacial fragilidade ambiental e pontos de erosão.	76
Figura 3.17 - Autocorrelação espacial entre a RUSLE e pontos de erosão.	77
Figura 4.1 - Fluxograma metodológico.	90
Figura 4.2 - Localização dos pontos da BHCU no município de Aparecida do Taboado – MS.	91
Figura 4.3 - Concentração dos parâmetros de qualidade da água no Outono.	96
Figura 4.4 - Concentração dos parâmetros de qualidade da água no Inverno.	101
Figura 4.5 - Concentração dos parâmetros de qualidade da água na Primavera.	106
Figura 4.6 - Concentração dos parâmetros de qualidade da água no Verão.	111
Figura 4.7 - Gráficos de dispersão e linhas de tendências associados aos parâmetros físico-químicos da qualidade da água.	115
Figura 4.8 - Boxpot dos quartil de alguns parâmetros classificados pela resolução 357/2005 por área de contribuição para o período inteiro que apresentaram concentração em todos os pontos de coleta.	117
Figura 4.9 - Localização da área de erosões e área colhida/reformada de pasto identificadas na BHCU.	119
Figura 5.1 - Fluxograma da metodologia.	131
Figura 5.2 - Áreas de contribuição dos pontos de monitoramento da qualidade das águas superficiais da BHCU, em Aparecida do Taboado, no período do outono de 2019 até o verão de 2020.	133
Figura 5.3 - Fragilidade ambiental sazonal e a classificação da água superficial da BHCU, Aparecida do Taboado - MS.	136
Figura 5.4 - Pontos de erosão por área de contribuição.	138

Lista de tabelas

Tabela 3.1 - Estações pluviométricas.....	44
Tabela 3.2 - Classes de Declividade.	46
Tabela 3.3 - Classificação da erosividade potencial da chuva mensal.....	47
Tabela 3.4 - Classificação da erodibilidade do solo.....	48
Tabela 3.5 - Fator R da BHCH com dados mensais (M) MJ mm ha ⁻¹ h ⁻¹ (meses) ⁻¹ e sazonal (S) MJ mm ha ⁻¹ h ⁻¹ (3 meses) ⁻¹	54
Tabela 3.6 - Intervalo da Quebra Natural de <i>Jenks</i> dos IVDNs classificados no padrão hierárquico de Ross (1994) na BHCUC-MS.....	56
Tabela 3.7 - Uso e cobertura da terra da BHCUC-MS.	57
Tabela 3.8 - Área ocupada por classe de fragilidade ambiental sazonal na BHCUC-MS.....	66
Tabela 3.9 – Teste de comparação por par das estações sobre os dados da RUSLE de Dwass – Stell – Critchlow – Fligner na BHCUC-MS.....	69
Tabela 3.10 - Classificação da perda de solo conforme Beskow (2009).	73
Tabela 3.11 - Tipos de solo e tolerância da perda de solo.	75
Tabela 4.1 - Resultados analíticos dos parâmetros físicos e químicos das águas superficiais e sua classificação de acordo com a Resolução 357/2005 CONAMA na BHCUC no Outono de 2019.	94
Tabela 4.2 - Matriz de correlação dos parâmetros físicos e químicos das águas superficiais da BHCUC no Outono de 2019.....	98
Tabela 4.3 - Resultados analíticos dos parâmetros físicos e químicos das águas superficiais e sua classificação de acordo com a Resolução 357/2005 CONAMA da BHCUC no Inverno.....	100
Tabela 4.4 - Matriz de correlação dos parâmetros físicos e químicos das águas superficiais da BHCUC no Inverno de 2019.	103
Tabela 4.5 - Resultados analíticos dos parâmetros físicos e químicos das águas superficiais e sua classificação de acordo com a Resolução 357/2005 CONAMA da BHCUC na Primavera.....	105
Tabela 4.6 - Matriz de correlação dos parâmetros físicos e químicos das águas superficiais da BHCUC no Primavera de 2019.	108
Tabela 4.7 - Resultados analíticos dos parâmetros físicos e químicos das águas superficiais e sua classificação de acordo com a Resolução 357/2005 CONAMA da BHCUC no Verão.	110
Tabela 4.8 - Tabela 4.6 - Matriz de correlação dos parâmetros físicos e químicos das águas superficiais da BHCUC no verão de 2020.	113
Tabela 5.1 - Áreas de contribuição da bacia hidrográfica do córrego Urutu.	133
Tabela 5.2 - Compatibilização hierárquica entre as classes de fragilidade ambiental e as classes de qualidade das águas superficiais.....	134
Tabela 5.3 – Coeficiente de determinação ajustado (R ²) da regressão linear simples em percentual (Influência).	134
Tabela 5.4 - Coeficiente de determinação da regressão linear múltipla da fragilidade ambiental sazonal (variável dependente).....	135
Tabela 5.5 - Relação nas áreas de contribuição entre as classes da fragilidade ambiental e da qualidade da água.	135
Tabela 5.6 - Feições Erosivas por Área de Contribuição.....	138

Lista de quadros

Quadro 3.1 - Composição das variáveis para a fragilidade ambiental e RUSLE.....	42
Quadro 3.2 - Variáveis componentes da estimativa da perda de solo.	45
Quadro 4.1 - Limites dos parâmetros físicos químicos e classificação da qualidade da água, segundo a resolução 357/2005 do CONAMA	91
Quadro 4.2 - Classes e recomendações de usos da água superficial no Brasil.....	92
Quadro 4.3 - Equipamentos e métodos de análise dos parâmetros da qualidade da água superficial.	93

Sumário

Agradecimentos	5
Resumo	6
Abstract	8
Lista de figuras	10
Lista de tabelas	11
Lista de quadros	12
Sumário	13
Capítulo 1	16
1.1 Introdução geral	16
1.2 Hipótese	17
1.3 Objetivo geral.....	18
1.4 Objetivos específicos.....	18
1.5 Área de estudo.....	18
1.6 Estruturação da tese.....	21
1.7 Referências bibliográficas.....	23
Capítulo 2	27
2 Referencial teórico-metodológico	27
2.1 Bacia hidrográfica	27
2.2 Fragilidade ambiental	28
2.3 Perda de solo	30
2.4 Qualidade da água	31
2.5 Referências bibliográficas.....	32
Capítulo 3	39
Análise da fragilidade ambiental sazonal utilizando o índice de vegetação por diferença normalizada (IVDN) e a estimativa da perda de solos.....	39
Resumo	39
3 Introdução	39
3.1 Material e métodos	42
3.1.1 Metodologia.....	42
3.1.2 Comprimento de rampa (Fator L).....	46
3.1.3 Declividade (Fator S).....	46
3.1.4 Erosividade potencial das chuvas (Fator R).....	47
3.1.5 Erodibilidade (Fator K)	48
3.1.6 Uso e cobertura da terra (Fator C)	48
3.1.7 Práticas conservacionistas (Fatores P).....	49

3.1.8	Geração dos mapas de fragilidade ambiental e RUSLE	49
3.1.9	Validação estatística dos modelos sazonais	50
3.2	Resultados e discussão.....	52
3.2.1	Fragilidade ambiental sazonal.....	60
3.2.2	Perda de solos sazonal	67
3.2.3	Validação dos modelos sazonais da fragilidade ambiental e RUSLE com os pontos de erosão	75
3.3	Conclusões	77
3.4	Referências bibliográficas.....	78
Capítulo 4		88
	Análise sazonal da qualidade das águas superficiais da bacia hidrográfica do córrego Urutu, MS..	88
	Resumo	88
4	Introdução	88
4.1	Material e métodos	89
4.1.1	Metodologia.....	89
4.2	Resultados e discussão.....	94
4.2.1	Monitoramento da qualidade da água superficial da BHCU	94
4.2.1.1	Qualidade da água no Outono de 2019.....	94
4.2.1.2	Parâmetros físicos.....	96
4.2.1.3	Parâmetros químicos.....	99
4.2.2	Qualidade da água no Inverno de 2019	99
4.2.2.1	Parâmetros físicos.....	102
4.2.2.2	Parâmetros químicos.....	104
4.2.3	Qualidade da água na Primavera de 2019.....	105
4.2.3.1	Parâmetros físicos.....	107
4.2.3.2	Parâmetros químicos.....	109
4.2.4	Qualidade da água no Verão de 2020	110
4.2.4.1	Parâmetros físicos.....	112
4.2.4.2	Parâmetros químicos.....	114
4.2.5	Variação temporal e espacial da qualidade da água	115
4.3	Considerações finais	120
4.4	Referências Bibliográficas	121
Capítulo 5		129
	Análise da fragilidade ambiental sazonal utilizando a qualidade da água como variável participativa	129
	Resumo	129

5	Introdução	129
5.1	Metodologia.....	131
5.2	Resultados e discussão.....	134
5.2.1	Análise integrada da fragilidade ambiental e a qualidade da água superficial das áreas de contribuição.....	134
5.3	Considerações finais	139
5.4	Referências bibliográficas.....	140

Capítulo 1

1.1 Introdução geral

As modificações nos diferentes componentes do ambiente como o relevo, o solo e a cobertura vegetal, podem resultar no aparecimento de erosões e no comprometimento da qualidade da água e da funcionalidade do sistema, sendo esta intervenção maior ou menor em função das características intrínsecas do ambiente, ou seja, da fragilidade ambiental (FRANCO, 2010).

A perda de solo pode ser ocasionada pela ação dos ventos ou chuvas e otimizada pelas características físicas da área de estudo como as características do solo, topografia e cobertura vegetal (DRZEWIECKI *et al.*, 2014). Assim, a perda de solo por meio dos processos erosivos, pode envolver o transporte de sedimentos e materiais contendo substâncias contaminantes, dos quais podem afetar os recursos hídricos e a dinâmica fluvial.

As alterações na qualidade da água podem ser provenientes das intervenções antrópicas ou mesmo de causas naturais no ambiente, no entanto a sazonalidade climática também apresenta grande influência (SHI *et al.*, 2017; ZHANG *et al.*, 2017; BHATTI *et al.*, 2018; MOHSENI-BANDPEI *et al.*, 2018; YEVENES *et al.*, 2018; WEI *et al.*, 2018). Não apenas a qualidade das águas, mas a perda de solo, pode variar rapidamente sobre a influência da sazonalidade em função das taxas de precipitação e das condições da cobertura vegetal durante o ano (VAN LEEUWEN e SAMMONS, 2003; LU *et al.*, 2003; GRAZHDANI e SHUMKA, 2007; PANAGOS *et al.*, 2012); pois as estações apresentam características específicas que podem perturbar a qualidade da água (ZHONG *et al.*, 2018). Assim, a estimativa da perda de solo é uma atividade essencial na conservação dos solos e da qualidade da água, pois cada estação expõe comportamentos diferentes quanto ao volume de precipitação, que por sua vez apresenta influência direta sobre a biomassa vegetal e de forma geral para o funcionamento do ecossistema bacia hidrográfica. Visto que há poucos trabalhos que exploram o caráter sazonal na análise da perda de solo como Ferreira e Panogopoulos (2014).

Propostas metodológicas bastante difundidas no Brasil para a análise ambiental como a fragilidade ambiental (ROSS, 1994; SPÖRL e ROSS, 2004; ROSS, 2012; FRUET, 2016; STORTO e COCATO, 2018) ou a vulnerabilidade ambiental (CREPANI *et al.*, 2001; BRANDÃO, 2020; BELEM e CABRAL, 2021) não consideram os efeitos da sazonalidade sobre o uso e cobertura da terra e da qualidade da água. Elas tratam de características morfológicas, pedológicas, geológicas e de uso e cobertura da terra das quais objetivaram analisar, avaliar e desenvolver o uso do ambiente associado ao desenvolvimento do planejamento ambiental (MANFRÉ *et al.*, 2013; ABRÃO e BACANI, 2018; SILVA, CUNHA e BACANI, 2018). Há forte carência de estudos que enfocam o

aspecto hídrico no mapeamento da fragilidade ambiental a erosões, utilizando parâmetros de águas superficiais analisados de forma sazonal, sobretudo, tendo como parâmetro qualificador e limitador de uso, as resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005) e a 430/2011 (BRASIL, 2011). Alguns trabalhos utilizaram o IQA- índice de qualidade da água como Franco *et al.* (2012) e Ribeiro (2016).

Para realização do mapeamento da fragilidade ambiental e da estimativa da perda solo, a bacia hidrográfica é um sistema (CHRISTOFOLETTI, 1999) que se apresenta como limite espacial essencial, considerando suas características físicas enquanto unidade de gerenciamento e planejamento ambiental (CUNHA, 2008).

Desta forma, a Bacia Hidrográfica do Córrego Urutu (BHCU) é parte componente do sistema da bacia do Rio Pântano, do qual está localizada na região leste do Estado de Mato Grosso do Sul, no município de Aparecida do Taboado. Este município faz parte do Território Rural do Bolsão (TRB), do qual apresentava como principal atividade econômica a agropecuária de corte (SILVA e ALMEIDA, 2017), tendo nos últimos anos a ocorrência crescente da expansão da silvicultura (ALMEIDA, 2017) e nesta bacia atualmente há ocorrência imperante destas duas classes de uso e cobertura da terra, pastagem e silvicultura (VICK, 2019).

1.2 Hipótese

A perda de solo, a qualidade da água e as mudanças no uso e cobertura da terra sob a ótica da sazonalidade podem contribuir com a análise ampliada da fragilidade ambiental baseada na adaptação metodológica que envolve as propostas de Ross (1994) e Crepani *et al.* (2001), partindo-se da hipótese de que a qualidade da água é uma variável participativa fundamental para a compreensão do funcionamento e avaliação de usos múltiplos para o sistema de bacia hidrográfica. No intuito de ampliar e inovar a abrangência da análise da fragilidade ambiental contempla-se a influência sazonal do uso da terra e dos fenômenos climáticos, bem como os recursos hídricos. Neste contexto, a análise ambiental na bacia hidrográfica do córrego Urutu a partir da fragilidade ambiental e da qualidade da água superficial doce apresenta influência da sazonalidade? O modelo sazonal qualitativo da fragilidade ambiental e os modelos quantitativo da perda de solo refletem a condição ambiental da bacia?

Assim, a hipótese central a ser investigada parte da premissa de que o estado de conservação ambiental sazonal avaliado, a partir da fragilidade ambiental, utilizando a estimativa da perda de solo

e qualidade da água superficial como elemento participativo da análise ambiental, pode refletir o estado de conservação da bacia hidrográfica do córrego Urutu – MS.

1.3 Objetivo geral

Avaliar a fragilidade ambiental de forma sazonal utilizando a equação revisada de perda de solos e a qualidade da água como instrumento de análise da bacia hidrográfica do córrego Urutu, MS.

1.4 Objetivos específicos

- Avaliar a fragilidade ambiental de forma sazonal.
- Estimar sazonalmente as perdas de solo por erosão laminar hídrica.
- Monitorar sazonalmente a qualidade das águas superficiais da bacia hidrográfica a partir da resolução 357/2005 do CONAMA.
- Analisar a utilização da qualidade da água como apoio à análise ambiental a partir do modelo da fragilidade ambiental.

1.5 Área de estudo

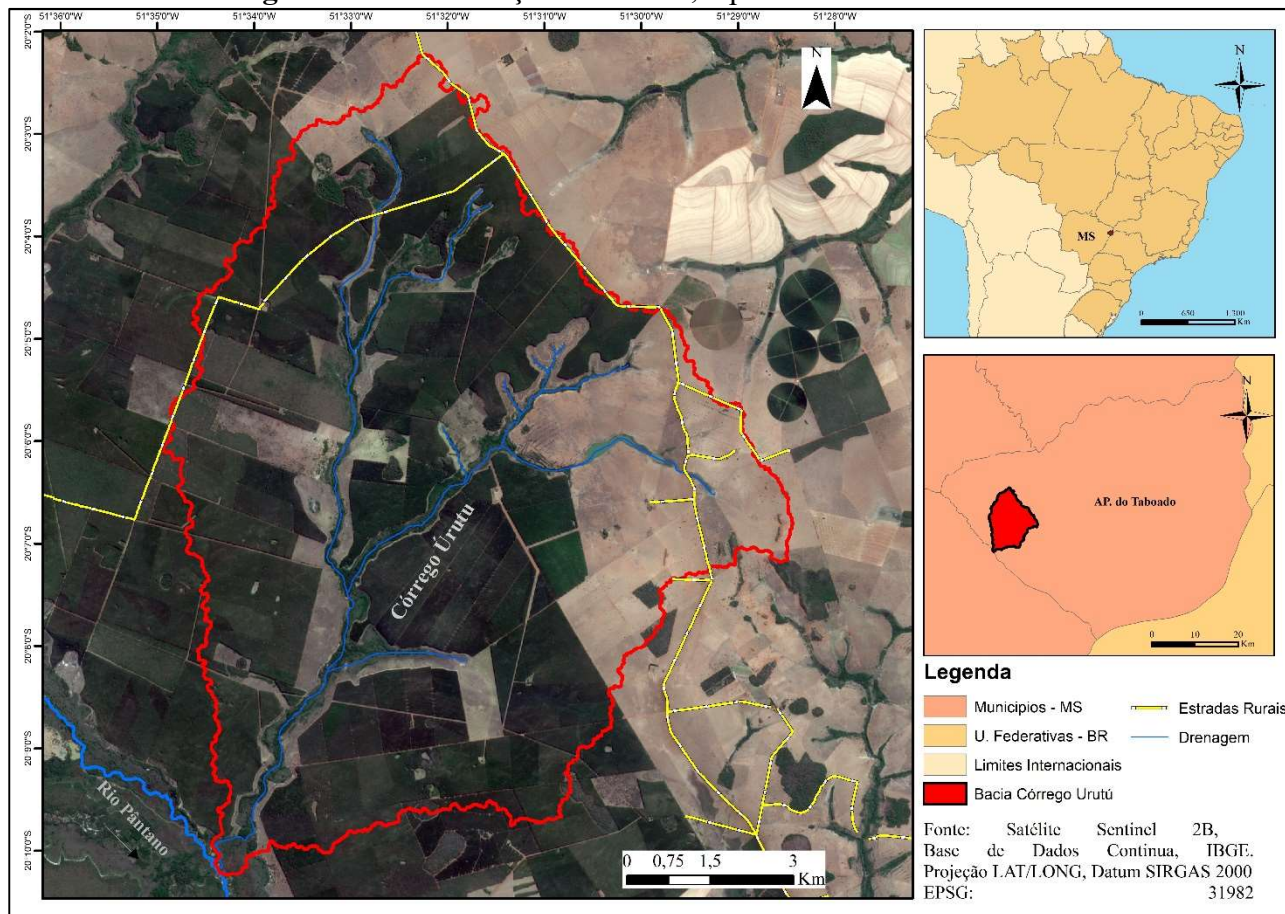
O presente estudo foi realizado na bacia hidrográfica do córrego Urutu (BHCU) que possui área aproximada de 99,45 km², situada entre os paralelos de 20° 02' 26" S e 20° 10' 22" S e os meridianos de 51° 36' 86" W e 51° 27' 24" W, no município de Aparecida do Taboado-MS (Figura 1.1). A BHCU é afluente pela margem esquerda do rio Pântano, tributário do rio Paraná. A bacia está localizada na região leste de Mato Grosso do Sul, importante produtora de eucalipto/celulose.

A BHCU está assentada sobre o Grupo Bauru, com a Formação Santo Anastácio e sobre o Grupo Caiuá, com a Formação Vale do Rio do Peixe (Figura 1.2), ambos repousando sobre basaltos da Formação Serra Geral (FERNANDES e COIMBRA, 2000). Na BHCU ocorre predominantemente a Formação Santo Anastácio (77%), constituída por arenitos marrons avermelhados a arroxeados, com granulometria fina a média, recobertos por película limonítica rica em ferro (IPT, 1981). Seguida da Formação Vale do Rio do Peixe (23%) constituída por arenitos de granulometria muito fina a fina, marrom-claro rosado a alaranjado, de seleção moderada a boa (FERNANDES e COIMBRA, 2000).

Os solos encontrados na bacia são: Latossolo Vermelho (LV), Argissolo Vermelho (PV) e Planossolo Háptico (SX) (Figura 1.2), com nomenclatura atualizada conforme o Sistema Brasileiro de Classificação dos Solos – SIBCS (EMBRAPA, 2018). Os quais foram extraídos do mapeamento

de solos do Mato Grosso do Sul (MATO GROSSO DO SUL, 1989) na escala de 1:250.000, disponibilizado pelo SISLA (2022).

Figura 1.1 - Localização da BHCU, Aparecida do Taboado-MS.



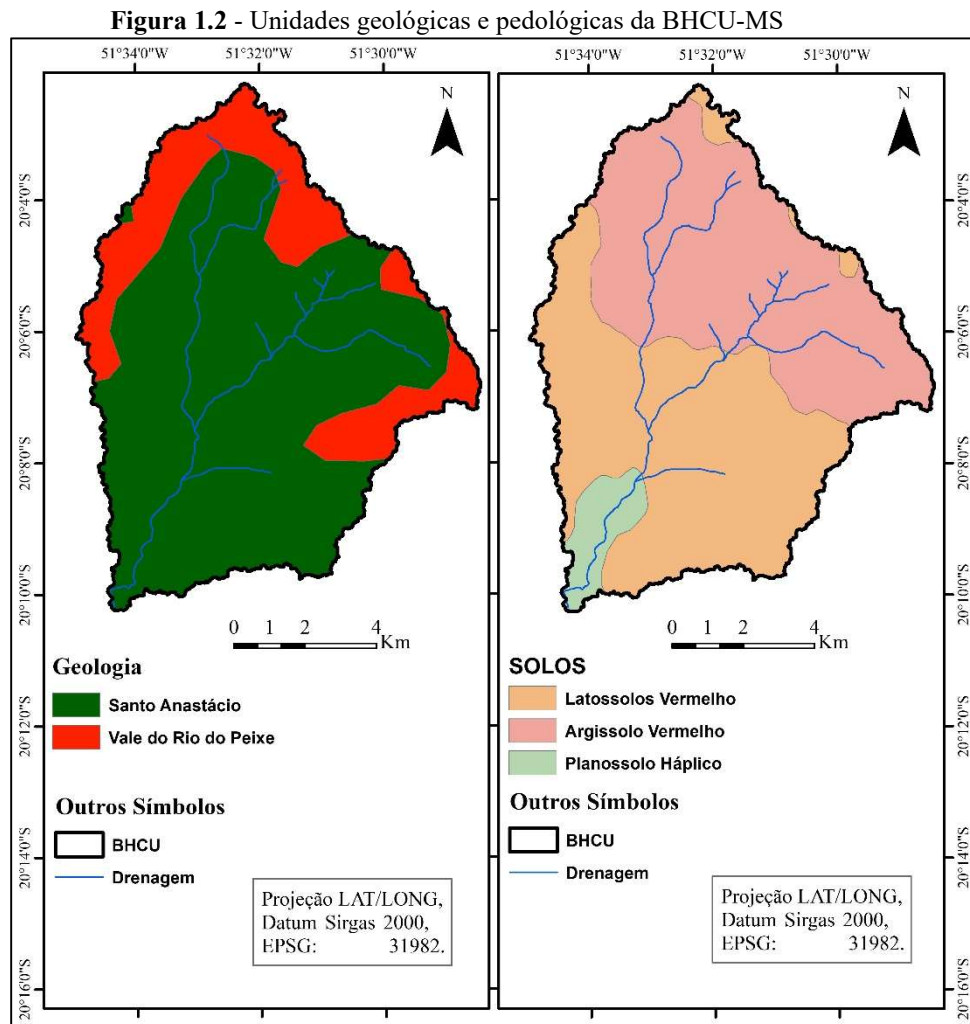
Fonte: Imagem do Sentinel 2B composição colorida RGB-843 de julho de 2018.

Os Latossolos - LV de modo geral são solos muito intemperizados com pouca distinção dos horizontes (LEPSCH, 2010; EMBRAPA, 2018) e na BHCU o Latossolo Vermelho ocupa 48,79% da área da bacia e apresenta textura média.

Os Argissolos - PV são solos bastante intemperizados, apresentando separação entre seus horizontes (LEPSCH, 2010; EMBRAPA, 2018) e na BHCU o Argissolo vermelho abrange uma área 46,15% da bacia, apresentando características com a argila de baixa atividade e apresenta o horizonte A com textura arenosa sobre o B de textura média.

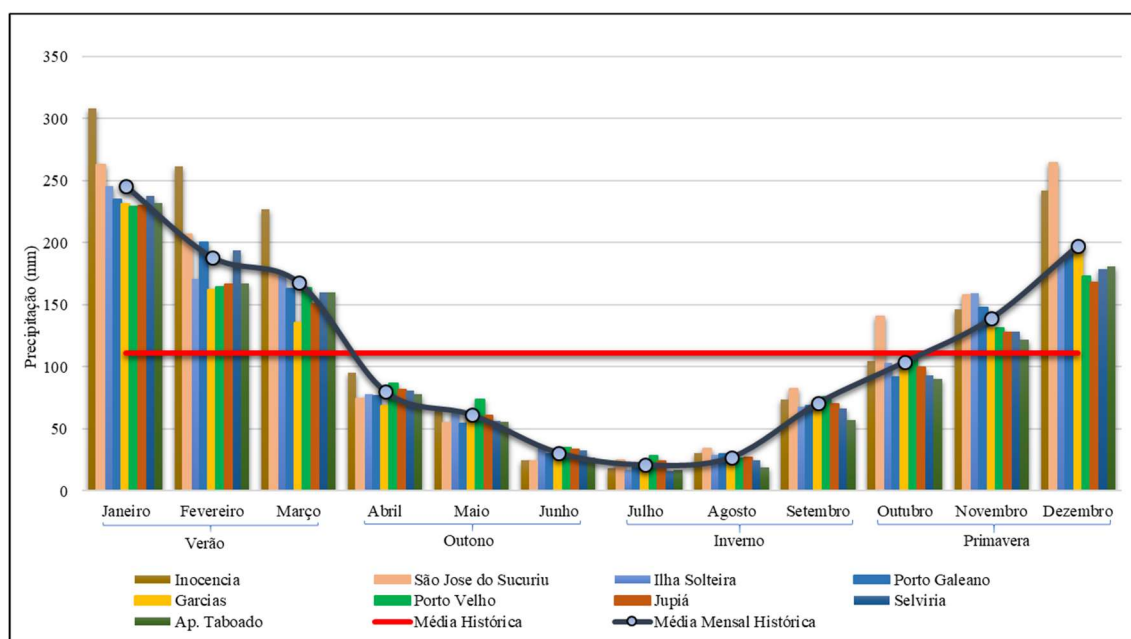
Os Planossolos - SX são solos que possuem horizontes superficiais com textura arenosa sobre o horizonte subsuperficial, sendo sua constituição argilosa e adensada (LEPSCH, 2010; EMBRAPA,

2018) e o Planossolo Háplico ocupa 5,05% da área da bacia, e apresenta características com horizonte A proeminente e moderado textura arenosa/média e arenosa/argilosa.



O clima, segundo a atualização da classificação de Köppen para o Brasil (PEEL; FINLAYSON; MCMAHON, 2007; ALVARES *et al.*, 2013), para a região de Aparecida do Taboado foi classificada como Aw, com características de clima tropical com estação seca no inverno. Sendo o regime pluviométrico da região caracterizado por precipitação média anual histórica de 1.332,6 mm entre 1983 a 2016 (Figura 1.3), segundo os dados das estações pluviométricas da Agência Nacional Águas e Saneamento Básico – ANA (ANA, 2019).

Figura 1.3 - Precipitação pluviométricas em Aparecida do Taboado-MS e seu entorno.

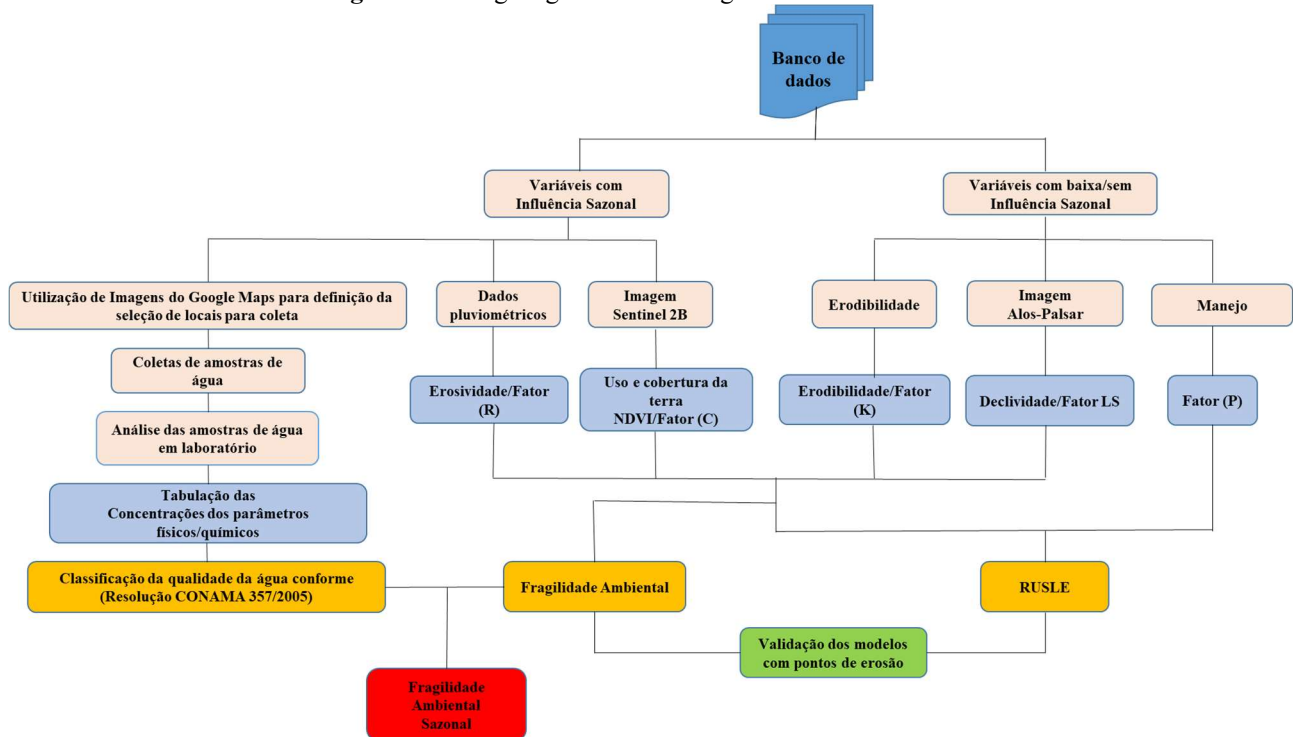


A BHCU está localizada em área de cerrado e o mapeamento do uso e cobertura da terra gerado pelo projeto GeoMS (SILVA *et al.*, 2011) a partir da classificação de imagens de 2007 aponta que a vegetação é composta por cinco classes: pastagem plantada em região de savana, savana arborizada+gramíneo-lenhosa, savana arborizada sem floresta de galeria, vegetação ciliar e água. Vick (2019) e Vick e Bacani (2021) apresentaram o mapeamento do uso e cobertura da terra do ano de 2017 para a bacia hidrográfica do Rio Pântano e foi identificado sete classes na BHCU como: a silvicultura, água, pastagem, savana gramíneo lenhosa, savana florestada, savana arborizada e vegetação ciliar. Vick (2023) observou que as maiores mudanças no uso e cobertura da terra na bacia do Rio Pântano ocorreram na região do BHCU, principalmente da classe pastagem para silvicultura.

1.6 Estruturação da tese

Este trabalho está organizado em cinco capítulos. O Capítulo 1 contém a introdução geral do trabalho, hipótese, objetivos e caracterização geral da área de estudo, conforme já versado anteriormente, com a finalidade de apresentar o trabalho e na sequência tem-se o Capítulo 2, com a revisão bibliográfica e mais três capítulos que tratam da sequência metodológica adotada para alcançar os objetivos. O organograma metodológico para estruturação do banco de dados base para o desenvolvimento da tese pode ser observado na Figura 1.4 abaixo.

Figura 1.4 - Organograma metodológico do banco de dados.



Fonte: Elaborado pelo autor

O Capítulo 3 objetivou mapear a fragilidade ambiental sazonal tendo como base o modelo de fragilidade ambiental preconizado por Ross (1994) adicionando outras variáveis como o índice de vegetação *Normalize Difference Vegetation Index* (NDVI), erosividade da chuva e a erodibilidade do solo; analisando também qual das estações a fragilidade se apresenta mais acentuada; com o auxílio da estimativa da perda de solo por meio da Equação Universal da Perda de Solo Revisada (RUSLE) aplicada sazonalmente. Os resultados da fragilidade ambiental sazonal apontados neste capítulo formam parte componente do que foi construído no capítulo 5.

O Capítulo 4 visa avaliar a qualidade das águas superficiais por meio do monitoramento sazonal baseado no princípio da resolução 357/2005 do CONAMA. Este monitoramento foi realizado com vista à obtenção do estado de conservação da água do córrego Urutu. Pois, os resultados obtidos foram utilizados junto ao mapeamento da fragilidade ambiental sazonal do capítulo 3.

O Capítulo 5 tem como objetivo apresentar integralização da qualidade da água, resultante do capítulo anterior, como variável componente no mapeamento da fragilidade ambiental sazonal, decorrente do capítulo 3.

1.7 Referências bibliográficas

- ABRÃO, C. M. R.; BACANI, V. M. Diagnóstico da fragilidade ambiental na bacia hidrográfica do rio Santo Antônio, MS: subsídio ao zoneamento ambiental. **Boletim Goiano de Geografia**, 38 (3), p. 619-645, 2018. DOI: <https://doi.org/10.5216/bgg.v38i3.56362>
- ALMEIDA, R. A. Recriação camponesa no Bolsão/MS em tempos de Impérios de Papel: ambiguidade e resistência. VIII Simpósio Internacional de Geografia Agrária – SINGA2017. Curitiba, 1 a 5 de novembro de 2017.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; MORAES, J. L. G.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22 n.6, p. 711 – 728, 2013. DOI: 10.1127/0941-2948/2013/0507
- ANA, Agência Nacional de Água, 2019. Disponível em:<
<https://www.snirh.gov.br/hidroweb/serieshistoricas>>. Acessado em 23 abr 2019
- BELEM, F. L.; CABRAL, J. B. P. Estudo de vulnerabilidade ambiental da bacia hidrográfica do Usina Hidrelétrica de Ferreira Gomes (AP). **Revista Geoaraguaia**, v.11, n.1, p.307-337, 2021.
- BHATTI, S. G.; TABINDA, A. B.; YASIN, F.; YASAR, A.; BUTT, HI.; WAJAHAT, R. Spatio-temporal variations in physico-chemical parameters and potentially harmful elements (PHEs) of Uchalli Wetlands Complex (Ramsar site), Pakistan. **Environmental Science and Pollution Research** 25(33), p.33490– 33507, 2018. DOI:
- BRANDÃO, R. A. **Análise da vulnerabilidade ambiental da Bacia do Rio das Flores - Oeste de Santa Catarina**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental: Análise e Tecnologia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Francisco Beltrão, 2020.
- BRASIL, Conselho Nacional do meio Ambiente - CONAMA. **Resolução nº 357**, de março de 2005. Estabelece classificação para as águas doces, salobras e salinas do Território Nacional. DOU. Nº 53. Seção 1. p.58., Brasília-DF, 18 /03/ 2005.
- BRASIL Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. **Resolução 430/2011**, Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005.
- CREPANI, E.; MEDEIROS, J. S. de; HERNANDEZ FILHO, P.; FLORENZANO, T. G.; DUARTE, V.; BARBOSA C. C. F. - Sensoriamento Remoto e Geoprocessamento Aplicados ao Zoneamento Ecológico Econômico e ao Ordenamento Territorial. São José dos Campos, 2001 (INPE 8454-RPQ/722).
- CHRISTOFOLETTI, A. **Modelagem de Sistemas Ambientais**. 1ª edição – São Paulo: Blucher, 1999.
- CUNHA, S. B. **Morfologia dos Canais Urbanos**. In: POLETO, C (Org.). Ambiente e Sedimento. ABRH. Porto Alegre, 2008, Cap.9, 404p.
- DRZEWIECKI, W.; Wezyk, P.; Pierzchalski, M.; Szafranska, B. Quantitative and qualitative assessment of soil erosion risk in Małopolska (Poland), supported by an object-based analysis of high-resolution satellite images. **Pure and Applied Geophysics** 171(6): p.867–895, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00024-013-0669-7>
- EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Embrapa Solos. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**, Edição 5, Rio de Janeiro, p. 355, 2018.

- FERNANDES, L. A.; COIMBRA, A. M. Revisão estratigráfica da parte oriental da bacia Bauru (Neocretáceo). **Revista Brasileira de Geociências**, v.30(4), p.717-728, 2000.
- FERREIRA, V.; PANAGOPOULOS, T. Seasonality of soil erosion under Mediterranean conditions at the Alqueva dam watershed, *Environmental Management* 54, p. 67–83, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00267-014-0281-3>
- FRANCO, G. B. **Fragilidade ambiental e qualidade da água na Bacia do Rio Almada – Bahia**. Tese (Doutorado, Departamento de Engenharia Civil) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2010, 345 p.
- FRANCO, G. B.; BETIM, L. S.; MARQUES, E. A. G.; GOMES, R. L.; CHAGAS, C. S. Relação qualidade da água e fragilidade ambiental da Bacia do Rio Almada, Bahia. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 42 (Supl 1), 2012. DOI: 10.5327/Z0375-75362012000500010
- FRUET, J. G. W. **Fragilidade ambiental: subsídios para a gestão de uso e ocupação do solo nas bacias hidrográficas de periurbanas de Marechal Cândido Rondon-PR**. Dissertação (Mestrado em Geografia), Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Marechal Cândido Rondon, 2016.
- GRAZHDANI, S.; SHUMKA, S. An approach to mapping soil erosion by water with application to Albania. **Desalination** 213:263–272, 2007.
- IPT, Instituto De Pesquisas Tecnológicas Do Estado De São Paulo. Mapa Geológico do Estado de São Paulo, São Paulo: IPT, 1981b. 2v.
- JUNIOR, O. P. S. **Avaliação da qualidade da água da bacia hidrográfica do Córrego das Marrecas - SP**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Ilha Solteira, 2018.
- LEPSCH, I. F. **Formação e conservação dos solos**. 2 ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2010.
- LU, H.; PROSSER, I.; MORAN, C. J.; GALLANT, J. C.; PRIESTLEY, G.; STEVENSON, J. G. Predicting sheetwash and rill erosion over the Australian continent. **Australian Journal of Soil Research** 41, p.1037–1062, 2003. DOI: <https://doi.org/10.1071/SR02157>
- MATO GROSSO DO SUL. Macrozoneamento Geoambiental do Estado de Mato Grosso do Sul. Secretária de Planejamento e Coordenação Geral – SEPLAN-MS, Fundação Instituto de Apoio ao Planejamento do Estado – FIPLAN-MS, Coordenadoria de Geografia e Cartografia – COGEC, Secretaria de Planejamento e Coordenação da Presidência da República, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Diretoria de Geociências – DGC, Departamento Regional de Geociências em Goiás – DRG/GO, 242 p., 1989.
- MANFRÉ, L. A.; DA SILVA, A. M.; URBAN, R. C.; JONH RODGERS. Environmental fragility evaluation and guidelines for environmental zoning: a study case on Ibiuna (the Southeastern Brazilian region). **Environmental Earth Sciences**, 69, p. 947–957, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12665-012-1979-2>
- MOHSENI-BANDPEIA, A.; MOTESADDI, S.; ESLAMIZADEH, M.; RAFIEE, M.; NASSERI, M.; MONTAZERI NAMIN, M.; HASHEMPOUR, Y.; MEHRABI, Y.; RIAHI, S. M. Water quality assessment of the most important dam (Latyan dam) Environ Sci Pollut Res in Tehran, Iran. **Environmental Science and Pollution Research** 25(29), p.29227–29239, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2865-6>
- PANAGOS, P.; KARYDAS, C. G.; GITAS, I. Z.; MONTANARELLA, L. Monthly soil erosion monitoring based on remotely sensed biophysical parameters: a case study in Strymonas river basin

towards a functional pan-European service. *International Journal of Digital Earth* 1, p.1–27, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1080/17538947.2011.587897>

RIBEIRO, T. F. B. Reflexos do uso da terra na avaliação da poluição hídrica da bacia hidrográfica do ribeirão das Lavras, Guarulhos – SP. Dissertação (Mestrado em Análise Geoambiental) – Centro de Pós-Graduação e Pesquisa, Universidade Guarulhos, Guarulhos, SP, 2016.

ROSS, J. L. S. Landforms and Environmental Planning: potentialities and fragilities. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 1, p. 38-51, 2012. DOI: <https://doi.org/10.7154/RDG.2012.0112.0003>

ROSS, J. L. S. Análise empírica da fragilidade dos ambientes naturais e antropizados. In: **Revista do Departamento de Geografia** nº8, FFLCH. USP. São Paulo. 1994. DOI: <https://doi.org/10.7154/RDG.1994.0008.0006>

SILVA, M. O.; ALMEIDA, R. A. Território Rural do Bolsão/MS: A Mobilidade do Complexo Eucalipto/Celulose e seus Impactos em Comunidades Camponesas. **Geografia em Questão**, v. 10, n. 01, p. 77-94, 2017.

SILVA, L. F.; CUNHA, E. R.; BACANI, V. M. Zoneamento ambiental de bacia hidrográfica ocupada por assentamento rural: estudo de caso do Córrego Indaiá- MS. **Geografia Ensino & Pesquisa**, [S. l.], v. 22, p. e11, 2018. DOI: 10.5902/2236499427352

SISLA – Sistema Interativo de Suporte ao Licenciamento Ambiental. Disponível em: < <http://sisla.imasul.ms.gov.br/sisla/aplicmap/sisla.htm?aef59f6df9921f84985185711622a486&Interf ace=padrao#>>. Acessado em jun. de 2022.

SHI, P.; ZHANG, Y.; LI, Z.; LI, P.; XU, G. Influence of land use and land cover patterns on seasonal water quality at multi-spatial scales. **Catena** 151, p.182–190, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.12.017>

SPÖRL, C.; ROSS, J. L. S. Análise comparativa da fragilidade ambiental com a aplicação de três modelos. **Revista GEOUSP Espaço e Tempo**, São Paulo, n. 15, p. 39-49, 2004.

STORTO, C.; COCATO, G. P. Análise de Fragilidade Ambiental a partir de Técnicas de Geoprocessamento: Área de Influência da Hidrelétrica de Mauá – PR. **Revista Brasileira de Geografia Física** v.11. n.5., 2018. DOI: <https://doi.org/10.26848/rbgf.v11.5.p1694-1708>

VAN LEEUWEN, W. J. D.; SAMMONS, G. Seasonal land degradation risk assessment for Arizona. In: Proceedings of the 30th international symposium on remote sensing of environment, Honolulu, Hawaii, November 10–14, pp 378–381, 2003.

VICK, E. P. **Análise Multitemporal de Modelagem Preditiva das Mudanças no Uso da Terra e Cobertura Vegetal na Bacia Hidrográfica do Rio Pântano – MS**. 2019. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Três Lagoas.

VICK, E. P.; BACANI, V. M. Prediction of the future scenario of the expansion of areas of forestry into the Brazilian cerrado using a cellular automata Markov Chain model. **Mercator** (Fortaleza), v. 18, 2019. DOI: <https://doi.org/10.4215/rm2019.e18026>

VICK, E. P. Uso de geotecnologias para proposta de zoneamento ambiental dinâmico para bacia hidrográfica. Tese (Doutorado em Geografia) - Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Três Lagoas, 2023. (no prelo)

WEI, H.; YU, H.; ZHANG, G.; PAN, H.; LV, C.; MENG, F. Revealing the correlations between heavy metals and water quality, with insight into the potential factors and variations through canonical correlation analysis in an upstream tributary. **Ecological Indicators** v. 90, p.485–493, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.03.037>

YEVENES, M. A.; FIGUEROA, R.; PARRA, O. Seasonal drought effects on the water quality of the Biobío River, Central Chile. **Environmental Science and Pollution Research** v.25(14), p.13844–13856, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-018-1415-6>

ZHANG, C.; ZHANG, W.; HUANG, Y.; GAO, X. Analysing the correlations of long-term seasonal water quality parameters, suspended solids and total dissolved solids in a shallow reservoir with meteorological factors. **Environmental Science and Pollution Research** v.24(7), p.6746–6756, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8402-1>

ZHONG, M.; ZHANG, H.; SUN, X.; WANG, Z.; TIAN, W.; HUANG, H. Analyzing the significant environmental factors on the spatial and temporal distribution of water quality utilizing multivariate statistical techniques: a case study in the Balihe Lake, China. **Environmental Science and Pollution Research** v.25(29), p.29418–29432, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2943-9>

Capítulo 2

2 Referencial teórico-metodológico

2.1 Bacia hidrográfica

Determinar um recorte espacial para estudos ambientais é essencial na análise integrada (CHRISTOFOLETTI, 1979) e a bacia hidrográfica é uma unidade funcional básica importante para o desenvolvimento do planejamento, por nela ocorrer a integração da água com o meio físico, biótico e o social (CAMPOS, 2006). Sendo também considerada um objeto integrador de possíveis avaliações das ações humanas e mesmo naturais sobre o meio ambiente, fazendo com que se torne unidade de estudo e planejamento (BOTELHO; SILVA, 2004).

Bacia hidrográfica é definida por Novo (2008) como “a área da superfície terrestre drenada por um rio principal e seus tributários”.

Assim, para bacia hidrográfica não há um limite político ou mesmo econômico quando se faz um planejamento detalhado, fazendo dela um instrumento fundamental para o barramento da degradação ambiental. Constituindo-a numa unidade geográfica importante para a conservação e manejo dos recursos naturais, como da água e do solo (CAPRI JUNIOR, 2001).

A bacia hidrográfica compõe ecossistemas adequados para avaliação dos impactos causados pela atividade antrópica, que podem acarretar riscos ao equilíbrio e à manutenção da qualidade e da quantidade da água, uma vez que estas variáveis são relacionadas com o uso do solo (BARUQUI e FERNANDES, 1985; FERNANDES; SILVA, 1994).

Diante das necessidades de conservação, fiscalização e planejamento do meio ambiente em bacias hidrográficas em geral, existem instrumentos jurídicos instituídos por leis, decretos, resoluções e instituições que respaldam a necessidade de acrescer estudos voltados a essa área. A exemplo disto a Política Nacional dos Recursos Hídricos que se deu através da Lei nº 9.433 de 8 de janeiro de 1997 (BRASIL, 1997), estabelece a bacia hidrográfica como unidade territorial para execução da Política Nacional do Meio Ambiente e atuação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, destacando sua importância como unidade de planejamento e de princípios e normas para a gestão dos recursos hídricos. O Programa Nacional de Microbacias Hidrográficas (PNMH), instituído pelo Decreto Federal nº 94.076, de 5 de março de 1987. O PNMH visa promover um adequado aproveitamento agropecuário dessas unidades ecológicas, por meio da adesão de práticas de utilização racional dos recursos naturais renováveis (BRASIL, 1987; MACHADO; TORRES, 2012).

Bacia hidrográfica tem sido utilizada amplamente como objeto de estudos ambientais, como por exemplo em estudos de fragilidade ambiental (TRAFICANTE et al., 2017; COSTA, 2020, ANJINHO et al., 2021)

2.2 Fragilidade ambiental

A análise da fragilidade do ambiente de Ross (1994) é uma proposta de investigação que tem como princípio básico estabelecer os diferentes níveis de fragilidade dos ambientes naturais, modificados ou não pelas atividades antrópicas (ROSS, 1994); e o conhecimento das potencialidades e limitações de uso e cobertura da terra passa, necessariamente, pela análise da fragilidade ambiental em bacias hidrográficas.

A fragilidade ambiental de acordo com Spörl (2007) é um termo ligado à susceptibilidade do sistema sofrer intervenções, ou mesmo de ser alterado e quando quebrado a estabilidade dinâmica do sistema, como consequência pode ocorrer uma desestabilização; e o desequilíbrio do sistema pode ser causado por processos naturais ou antrópicos. A autora entende que a fragilidade ambiental é o grau de susceptibilidade a qualquer tipo de dano, que está relacionado aos ambientes em situação de risco.

Estudos como os de Ross (1994; 2012) e Crepani *et al.* (1996; 2001) fundamentaram suas propostas baseados no princípio básico da Ecodinâmica de Tricart (1977) de que na natureza as trocas de energia e matéria se processam em equilíbrio dinâmico, em sincronia. Mas este equilíbrio pode ser alterado por meio de intervenções que podem causar um desequilíbrio temporário ou mesmo permanente.

Segundo a teoria da Ecodinâmica, os ambientes podem ser classificados em estáveis, quando estão em equilíbrio; intermediários “Intergrades” quando as condições de equilíbrio e desequilíbrio oscilam frequentemente; e instáveis quando estão em desequilíbrio (TRICART, 1977).

Na avaliação do ambiente a proposta da fragilidade ambiental utiliza uma série de variáveis para fazer uma avaliação integrada dos elementos do estrato geográfico. Na análise integrada os vários elementos componentes permitem obter um diagnóstico dos diferentes graus de fragilidade dos ambientes, resultando nas cartas de Fragilidade Ambiental (SPÖRL, 2004).

Com o conhecimento de algumas variáveis como o relevo, geologia, pedologia, clima, uso e cobertura da terra, hidrografia, entre outros, é possível avaliar uma área e promover sugestões que auxiliem na preservação dos ambientes (MEDEIROS, 2016).

O modelo da análise da fragilidade ambiental, por exemplo, de Ross (1994) é muito difundido no meio acadêmico apresentando-se em inúmeros trabalhos (PADILHA, 2008; QUADROS, 2014; SILVA e BACANI, 2017) dentre os quais utilizam da metodologia ou mesmo os seus princípios básicos para adaptarem novas propostas.

Traficante *et al.* (2017) também utilizaram a metodologia da fragilidade de Ross (1994, 2012) compostas pelas variáveis declividade, solos, geologia e uso e cobertura da terra; sobre este propondo a utilização da Análise Multicritérios – AMC e definindo os pesos de cada variável pelo Processo Hierárquico Analítico – AHP proposta por Saaty (1980).

Macedo *et al.* (2018) elaboraram o “Índice de Fragilidade Ambiental – IFA”, a partir de oito variáveis das quais foram declividade, elevação, precipitação, geologia, cobertura natural, densidade das estradas, distâncias das estradas e dos centros urbanos; e observaram que a IFA é capaz de auxiliar na identificação de corpos da d’águas e reservatórios com maior propensão a sofrerem os efeitos da erosão e sedimentação.

Costa (2020) desenvolveu um modelo baseado na perspectiva de cenários futuros por meio das Cadeias de *Markov* em bacia hidrográfica utilizando como comparação o uso e cobertura da terra e a fragilidade ambiental entre 2010 e 2019. Os resultados apontaram que em cenários futuros haverá aumento das interferências antrópicas e poucas mudanças na classificação da fragilidade ambiental.

No entanto por ser um modelo empírico e mesmo com novas adaptações tem-se que tomar muito cuidado em sua execução, pois deve-se entender que não basta apenas compreender a relação entre o conjunto de variáveis naturais e antrópicas e determinar o resultado da fragilidade ambiental; pois, as adaptações muitas vezes são necessárias para aprimorar a metodologia, no entanto a avaliação em campo é essencial para validar o resultado.

A aplicação de estudos da fragilidade ambiental sobre a ótica da avaliação integrada considerando características ambientais são essenciais para a gestão ambiental (SPÖRL e ROSS, 2004; RAPPORT e MAFFI, 2011; XIE *et al.*, 2011; QIU e TURNER, 2013; VALLE JUNIOR *et al.*, 2014; CRUZ *et al.*, 2017; ANJINHO *et al.*, 2021).

A fragilidade ambiental, em suas classes, expressa o quanto o ambiente está mais ou menos, em função de sua classificação, susceptível a perda de solo. Mas, normalmente, a fragilidade ambiental (qualitativo) expressa espacialmente a sensibilidade da área em relação ao potencial a perda de solo, não apresenta uma estimativa (quantitativo). Por isso, a estimativa da perda de solo tem sido grande aliado em estudo ambientais.

2.3 Perda de solo

A perda de solo por erosão é um tema de preocupação global, pois afeta não apenas a produção agrícola como também os recursos naturais (PARVEEN e KUMAR, 2012; IGHODARO *et al.*, 2013; MORAIS e SALES, 2017; PHAM *et al.*, 2018).

A principal causa da degradação do solo é a provocada pela erosão hídrica (CARVALHO *et al.*, 2014; DUTTA, 2016), que possui a capacidade de extração e transporte de sedimentos por meios das erosões laminares e ou linear (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2014) ocorrendo com maior frequência nas regiões tropicais em função da precipitação (MORAIS; SALES, 2017). Alterações nas características ambientais (solo, geologia, geomorfologia, clima, uso e cobertura) podem contribuir ou mesmo potencializar o desenvolvimento de processos erosivos, pois cada uma das condicionantes geoambientais apresentam especificidades (PAGANOS *et al.*, 2015).

As consequências tanto de cunho social, econômico e ambiental em função de processos erosivos exigem implementação de medidas de contenção, particularmente em nível de bacia hidrográfica (ZHANG *et al.*, 2009). Para isso, deve-se entender a dinâmica que se dá os processos erosivos, a distribuição espacial e os riscos/danos causados (BEWKET; TEFERI, 2009; WHANG *et al.*, 2009).

A estimativa espacial da erosão do solo por erosão hídrica é a principal contribuição no combate a redução da perda de solo, levando em conta as condições de cada área de estudo (PANAGOPOULOS e VERA, 2010; ABDO e SALLOUM, 2017) e o mapeamento dos processos erosivos vem por contribuir na conservação não apenas do solo e biodiversidade, e também na qualidade da água (BAGHERZADEH, 2012; DUTTA, 2016).

A perda de solo por erosão hídrica tem sido estimada por modelos empíricos como Equação Universal de Perda de Solos – EUPS (WISCHMEIER e SMITH, 1978), Equação Universal de Perda de Solo Revisada – RUSLE (RENARD *et al.*, 1997) e Equação de Perda de Solos Modificada – EUPSM (WILLIAMS e BERNDT, 1972). Estes são os métodos mais comuns usados na estimativa da perda de solo, principalmente, em área de bacia hidrográfica em razão do número reduzido de dados de entrada (BHATTARAI e DUTTA, 2007; ZHANG *et al.*, 2009; DEMIRCI e KARABURUN, 2012). Estes modelos têm sido utilizados mundialmente ofertando informações válidas no monitoramento anual do solo e na conservação da água (KINNELL, 2010; OLIVEIRA *et al.*, 2011; CARVALHO *et al.*, 2014).

Os modelos apresentados anteriormente normalmente são aplicados de forma a estimar a perda do solo anual não levando em consideração a sazonalidade (FERREIRA e PANAGOPOULOS,

2014), mas há trabalhos que confirmam que há mudanças na perda de solo do ponto de vista sazonal (VAN LEEUWEN e SAMMONS, 2003; LU *et al.*, 2003; GRAZHDANI e SHUMKA, 2007; PANAGOS *et al.*, 2012; DECCO, 2021) o que reforça a necessidade de monitoramento da estimativa por estação.

Adicionalmente, os fatores componentes da perda de solo podem ser considerados invariantes em função do tempo como: o Fator topográfico (LS) e o manejo e práticas conservacionistas (P), que não mudam ou mudam muito pouco ao longo do tempo (FERREIRA e PANAGOPOULOS, 2014). Já os fatores erosividade (R) e o uso e cobertura da terra (C) são mais variantes, pois, podem mudar mais intensamente ao longo do tempo (VAN DER KNIJFF *et al.*, 1999; VAN LEEUWEN e SAMMONS, 2003; PANAGOS *et al.*, 2011; ALEXANDRIDIS *et al.*, 2013). Enquanto que o fator erodibilidade (K) está entre os dois estados, pois apresenta características que mudam lentamente (microtopografia, crosta do solo, densidade de superfície e distribuição de tamanho agregado) e outras que mudam muito rápido (manejo ou influências climáticas; controle diário da erodibilidade do solo) (SONG *et al.*, 2005).

A perda de solo, causada pela erosão liminar hídrica, é um dos principais carreadores de substância orgânica e inorgânica para os recursos hídricos, sendo muitas vezes, a principal fonte de comprometedora da qualidade da água (SANTOS *et al.*, 2010; LIMA, FERREIRA e FERREIRA, 2020). Por isso, a perda de solo e qualidade das águas podem ser componentes primordiais em estudos de análise ambiental.

2.4 Qualidade da água

Água é essencial para a manutenção da vida e o monitoramento da sua qualidade é necessário para se ter o controle dos níveis de contaminação, seguridade, conservação e uso deste recurso. Visto que esta interage com todos os componentes, por exemplo, de bacia hidrográfica incorporando suas características físicas, químicas e biológicas refletindo a qualidade ambiental do ecossistema.

O monitoramento da qualidade da água é um tema de preocupação mundial (ZHANG *et al.*, 2018), sendo a água o recurso principal para o desenvolvimento humano, social e econômico (PÉREZ-GUTIÉRREZ *et al.*, 2017; XU *et al.*, 2019). A prática do monitoramento não se trata de um trabalho fácil (GOHER *et al.*, 2014), por conta dos inúmeros parâmetros empregados (OLIVEIRA, 2017).

Os parâmetros adotados no monitoramento da qualidade da água podem ser balizados através de índices de qualidade da água – IQA e também pela resolução 357/2005 do Conselho Nacional do

Meio Ambiente – CONAMA. Os índices de qualidade da água – IQA reúnem vários parâmetros com objetivo de facilitar a interpretação da qualidade da água e são utilizados para o monitoramento de corpos hídricos (DINIUS, 1987; CUDE, 2001).

Para Toledo e Nicolella (2002) a combinação de parâmetros de diferentes dimensões, refletem em índices em uma distribuição amostral no espaço e no tempo. Embora, o IQA tenha sido criado pela *National Sanitation Foundation* com o objetivo de desenvolver um indicador que pudesse fornecer, a partir de análises químicas, físicas e biológicas, um balizador da qualidade da água (LIBÂNIO, 2005), não há uma padronização de indicadores para sistemas hídricos (BONNET *et al.*, 2008). Porém, a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB adotou o IQA e hoje é um dos mais utilizados no Brasil. A resolução 357/2005 do CONAMA (BRASIL, 2005), assim como no IQA, reuni vários parâmetros e os classifica conforme a qualidade em Especial, I, II III e IV empregando especificidades de valores sobre as águas doce superficial, salinas e salobras.

Na literatura há trabalhos que utilizam o IQA na análise da qualidade da água como os de Franco *et al.* (2012), Gloria *et al.* (2017) e também de Oliveira (2017) que utilizou um número reduzido de parâmetros no desenvolvimento do índice de qualidade da água baseado nos princípios da IQA. Outros trabalhos já utilizaram a resolução 357/2005 do CONAMA como base na avaliação da qualidade da água doce superficial (SILVA, 2013; OLIVEIRA, 2014; MEDEIROS, 2016; SILVA, 2020).

A qualidade da água pode apresentar influências das características particulares do ambiente como geologia, pedologia, geomorfologia, clima e da cobertura vegetal que pode variar sazonalmente (TUCCI, 1997). Contudo, além das características e processos naturais, ela também pode estar ligada com a intervenção antrópica como atividades agrícolas, industriais e ocupação urbana (ANDRADE, 2001; RIBEIRO *et al.*, 2016).

Por isso, o monitoramento da qualidade da água se faz necessário tornando-se um excelente aliado no diagnóstico da qualidade ambiental em bacia hidrográfica, atuando no reflexo das alterações naturais ou antrópicas (PIMENTA *et al.*, 2009; MOURA, 2010; JARDIM, 2011).

2.5 Referências bibliográficas

ABDO, H., SALLOUM, J. Mapping the soil loss in Marqya basin: Syria using RUSLE model in GIS and RS techniques. **Environmental Earth Sciences** v.76 (114), p. 10-1, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12665-017-6424-0>

ANJINHO, P. S.; BARBOSA, M. A. G. A.; COSTA, C. W.; MAUAD, F. F. Environmental fragility analysis in reservoir drainage basin land use planning: a Brazilian basin case study. **Land Use Policy**, 100, 104946, p. 1-11, 2021. DOI: 10.1016/j.landusepol.2020.104946

ALEXANDRIDIS T. K.; SOTIROPOULOU A. M.; BILAS G.; KARAPETSAS N.; SILLEOS N. G. The effects of seasonality in estimating the c-factor of soil erosion studies. **Land Degradation and Development**, 2013. DOI:10.1002/ldr.2223

ANA - Agência Nacional de Água, 2019. Disponível em:
<http://www.snirh.gov.br/hidroweb/serieshistoricas>. Acessado em 20 abril de 2019.

ANDRADE E. M., ARAÚJO L.F.P., ROSA M.F., GOMES R.B., LOBATO F.A.O. Fatores determinantes da qualidade das águas superficiais na bacia do Alto Acaraú, Ceará, Brasil. **Ciência Rural**, 37(6):1791 – 1797, 2007.

BAGHERZADEH, A.: Estimation of soil losses by USLE model using GIS at Mashhad plain, Northeast of Iran. **Arabian Journal of Geosciences**, 7, p. 211–220, 2012.
DOI://doi.org/10.1007/s12517-012-0730-3

BARUQUI, A. M.; FERNANDES, M. R. **Práticas de conservação do solo**. Belo Horizonte. Informe Agropecuário, Belo Horizonte. V. 11, n. 128. P. 55-69, ago. 1985.

BEWKET, W.; TEFER, I. E. Assessment of soil erosion hazard and prioritization for treatment at the watershed level: case study in the Chemoga watershed, Blue Nile Basin, Ethiopia. **Land Degradation Development**, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1002/ldr.944>

BRASIL, Conselho Nacional do meio Ambiente – CONAMA. Resolução nº 357, de março de 2005. Estabelece classificação para as águas doces, salobras e salinas do Território Nacional. DOU. Nº 53. Seção 1. P.58., Brasília-DF, 18 /03/ 2005.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 9. Ed. São Paulo: Ícone, 2014. 355 p.

BHATTARAI, R.; DUTTA, D. Estimation of soil erosion and sediment yield using GIS at catchment scale. **Water Resources Management** 21, p. 1635–1647, 2007. DOI:
<https://doi.org/10.1007/s11269-006-9118-z>

BONNET, B. R. P.; FERREIRA, L. G.; LOBO, F. Relações entre qualidade da água e uso do solo em Goiás: uma análise à escala da bacia hidrográfica. **Revista Árvore**, v. 32, n. 2, p. 311-322, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-67622008000200014>

BRASIL. **Decreto nº 94.076**, de março de 1987. Institui o Programa Nacional de Microbacias Hidrográficas, e dá outras providencias. DOU de 06 de março de 1987. Brasília, DF. 1987.
Disponível em:

<<https://legis.senado.leg.br/legislacao/ListaTextoSigen.action?norma=516716&id=14249997&idBinarario=15646970>>. Acessado 24 jul 2019.

BRASIL. **Lei Nº 9.433**, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Disponível em: <
http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19433.htm>. Acessado em 15 ago 2021.

CAMPOS, H. L. **Gestão de bacia hidrográfica: pressupostos básicos**. In: SÁ, A. J.; CORRÊA, A. C. B. Regionalização e análise regional: perspectivas e abordagens contemporâneas. Recife: Editora Universitária, p. 91-111, 2006.

CAPRI JUNIOR, S. C. **Processos Erosivos, Recursos Hídricos e Riscos Ambientais na Bacia do Rio Mogiguaçu**. Tese (Doutorado em Geociências e Meio Ambiente) – Instituto de Geociências e Ciências Exatas – Universidade Estadual Paulista. Rio Claro – SP, 2001.

CARVALHO, D. F.; DURIGON, V. L.; ANTUNES, M. A. H.; ALMEIDA, W. S.; OLIVEIRA, P. T. S. de. Predicting soil erosion using Rusle and NDVI time series from TM Landsat 5. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.49, n.3, p.215-224, 2014. DOI: 10.1590/S0100-204X2014000300008

COSTA, H. F. **Análise temporal da fragilidade ambiental na bacia hidrográfica do Rio Sorocabaçu, Ibiúna – SP**. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais), Universidade Estadual Paulista (UNESP), Instituto de Ciência e Tecnologia Sorocaba. Sorocaba – SP, 2020.

CREPANI, E.; MEDEIROS, J.S.; AZEVEDO, L.G.; DUARTE, V.; HERNANDEZ, P.; FLORENZANO, T.; Curso de Sensoriamento remoto aplicado ao zoneamento ecológico-econômico. INPE, São José dos Campos, 1996.

CREPANI, E.; MEDEIROS, J. S.; HERNANDEZ FILHO, P.; FLORENZANO, T. G.; DUARTE, V.; BARBOSA C. C. F. – Sensoriamento Remoto e Geoprocessamento Aplicados ao Zoneamento Ecológico Econômico e ao Ordenamento Territorial. São José dos Campos, junho de 2001 (INPE 8454-RPQ/722).

CHRISTOFOLETTI, A. **Análise de sistemas em Geografia**. São Paulo: Hucitec, 1979.

CRUZ, B. B.; MANFRÉ, L. A.; RICCI, D.; BRUNORO, D.; APPOLINARIO JUNIOR, L.; QUINTANILHA, J. A. Environmental fragility framework for water supply systems: a case study in the Paulista Macro Metropolis area (SE Brazil). **Environmental Earth Sciences**, 76 (441), p.1-13, 2017. DOI: 10.1007/s12665-017-6778-3

CUDE, C. G. Oregon water quality index: A tool for evaluating water quality management effectiveness. **Journal of the American Water Resources Association**, Herndon, v. 37, n. 1, p. 125-137, 2001. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2001.tb05480.x>

DECCO, H. F. Modelagem e distribuição espacial e temporal de processos erosivos em solos formados de arenito e basalto no Paraná – BR. Tese (Doutorado em Geografia), Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciência Exatas. Londrina, 2021.

DEMIRCI, A.; KARABURUN, A.: Estimation of soil erosion using RUSLE in a GIS framework: A case study in the Buyukcekmece Lake watershed, northwest Turkey. **Environmental Earth Sciences** 66, p.903– 913, 2012. DOI <https://doi.org/10.1007/s12665-011-1300-9>

DINIUS, S. H. Design of an index of water quality. **Water Resources Bulletin**, Baton Rouge, v. 23, n. 5, p. 833-843, 1987. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1987.tb02959.x>

DUTTA, S. Soil erosion, sediment yield and sedimentation of reservoir: a review. **Modeling Earth Systems and Environment** 2 (123), p. 1-18 2016. DOI: <https://doi.org/10.1007/s40808-016-0182-y>

FERREIRA, V.; PANAGOPOULOS, T. Seasonality of soil erosion under Mediterranean conditions at the Alqueva dam watershed, **Environmental Management** 54, p. 67–83, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00267-014-0281-3>

FERNANDES, M. R.; SILVA, J. C. Programa Estadual de Manejo de Sub-Bacias Hidrográficas: Fundamentos e estratégias – Belo Horizonte: EMATERMG. p.24, 1994.

FRANCO, G. B.; BETIM, L. S.; MARQUES, E. A. G.; GOMES, R. L.; CHAGAS, C. S. Relação qualidade da água e fragilidade ambiental da Bacia do Rio Almada, Bahia. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 42 (Supl 1), 2012. DOI: 10.5327/Z0375-75362012000500010

GLÓRIA, L. P.; HORN, B. C.; HILGEMANN, M. Avaliação da qualidade de água de bacias hidrográficas através da ferramenta do índice de qualidade da água –IQA. **Revista Caderno**

Pedagógico, Lajeado, v. 14, n. 1, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.22410/issn.1983-0882.v14i1a2017.1421>

GRAZHDANI, S.; SHUMKA, S. An approach to mapping soil erosion by water with application to Albania. **Desalination** 213, p.263–272, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2006.03.612>

IGHODARO, I. D.; LATEGAN, F. S.; YUSUF, S. F. G..The 35ind35sse35 soil erosion on agricultural potential and performance of Sheshegu community farmers in the Eastern Cape of South Africa. **Journal of Agricultural Science**, 5(5), p.140–147, 2013. DOI: 10.5539/jas.v5n5p140

JARDIM, B. F. M. **Variação dos parâmetros físicos e químicos das águas superficiais da Bacia do Rio das Velhas-MG e sua associação com as florações de cianobactérias**. Dissertação (Mestrado Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, 2011.

KINNELL, P. I. A. Event soil loss, runoff and the Universal Soil Loss Equation 35ind35s of models: a review. **Journal of Hydrology**, v.385, p.384-397, 2010. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2010.01.024

LIBANIO, M. **Características das Águas Naturais**. In: _____. Fundamentos de qualidade e tratamento de água. Campinas: Editora Átomo, 2005. P. 51- 53

LIMA, G. S. A.; FERREIRA, N. C.; FERREIRA, M. E. Qualidade da paisagem e perdas de solo frente à simulação de cenários ambientais no Cerrado, Brasil. *Sociedade Natureza*, 32, 2020. DOI: <https://doi.org/10.14393/SN-v32-2020-47029>

LU, H.; PROSSER, I.; MORAN, C. J.; GALLANT, J. C.; PRIESTLEY, G.; STEVENSON, J. G. Predicting sheetwash and rill erosion over the Australian 35ind35sse35e. **Australian Journal of Soil Research** 41, p.1037–1062, 2003. DOI: <https://doi.org/10.1071/SR02157>

MACEDO, D. R.; HUGHES, R. M.; KAUFMANN, P. R. CALLISTO, M. Development and validation of na environmental fragility index (EFI) for the neotropical savannah biome. **Sciece of the Total Environment**. V. 635, p. 1267-1279, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.216>

MACHADO, P. J. O.; TOREES, F. T. P. **Introdução à Hidrogeografia**. São paulo: Cengage Leaning, 2012, 178p.

MEDEIROS, R. B. **Influência da Erosividade sobre o Uso, Ocupação e Manejo da Terra e a Quantidade e Qualidade das Águas Superficiais da Bacia Hidrográfica do Córrego Moeda**. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Câmpus Três Lagoas/MS. Três Lagoas, MS, 2016.

MORAIS, R. C. E.; SALES, M. C. L. Estimativa do Potencial Natural de Erosão dos Solos da Bacia Hidrográfica do Alto Gurguéia, Piauí-Brasil, com uso de Sistema de Informação Geográfica. **Caderno de Geografia**, v.27, Número Especial 1, 2017. DOI: <https://doi.org/10.5752/p.2318-2962.2017v27nesplp84>

MOURA L. H. A., BOAVENTURA G. R., PINELLI, M. P. A qualidade da água como indicador de uso e ocupação do solo: bacia do Gama – Distrito Federal. **Química Nova**, 33(1): p. 97 – 103, 2010.

NOVO, E. M. L. M. **Ambientes Fluviais**. In: Florenzano, T. G. (Org.). Geomorfologia: conceitos e tecnologias atuais. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. P. 219-246.

- OLIVEIRA, P. T. S.; ALVES SOBRINHO, T.; RODRIGUES, D. B. B.; PANACHUKI, E. Zoneamento ambiental aplicado à conservação do solo e da água. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.35, p.1723-1734, 2011. DOI: 10.1590/S0100-06832011000500027
- OLIVEIRA, G. H. S. **As implicações do uso, ocupação e manejo da terra na qualidade e enquadramento das águas superficiais da bacia hidrográfica do córrego Bom Jardim, Brasilândia/MS**. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Câmpus Três Lagoas/MS. Três Lagoas, MS, 2014.
- OLIVERIA, A. R. M. **Desenvolvimento de índices de qualidade da água com número reduzido de parâmetros**. Tese (Doctor em Scientiae) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa – MG, 2017.
- PADILHA, D. G. **Geoprocessamento aplicado na caracterização da fragilidade ambiental da bacia hidrográfica do Arroio Grande – Rs**. Dissertação (Mestrado em Geomática) – Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria, RS, 2008.
- PANAGOS, P.; KARYDAS, C. G.; GITAS, I. Z.; MONTANARELLA, L. Monthly soil erosion monitoring based on remotely sensed biophysical parameters: a case study in Strymonas river basin towards a functional pan-European 36ind36sse. **International Journal of Digital Earth** 1, p.1–27, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1080/17538947.2011.587897>
- PANAGOS, P.; BORRELLI, P.; POESEN, J.; BALLABIO, C.; LUGATO, E.; MEUSBURGER, K.; ALEWELL, C. The new assessment of soil loss by water erosion in Europe, **Environmental Science & Policy**, 54, p.438–447, 2015. DOI: doi.org/10.1016/j.envsci.2015.08.012
- PANAGOPOULOS, T.; VERA, F.; Erosion risk map of a Foupna River Watershed in Algarve, Portugal. **WSEAS Transactions on Environment and Development** 9, v.6, p.635–644, 2010.
- PARVEEN, R.; KUMAR, U. Integrated approach of universal soil loss Equation (USLE) and geographical information system (GIS) for soil loss risk assessment in upper South Koel Basin, Jharkhand. **Journal of Geographic Information System**, 4(6), p.588–596, 2012. DOI: 10.4236/jgis.2012.46061
- PEEL, M. C.; FINLAYSON, B. L.; MCMAHON, T. A. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 11, n. 5, p. 1633-1644, 2007. DOI: <https://doi.org/10.5194/hess-11-1633-2007>
- PÉREZ-GUTIÉRREZ, J. D.; PAZ, J. O.; TAGERT, M. L. M. Seasonal water quality changes in on-farm water storage systems in a south-central U.S. agricultural watershed. **Agricultural Water Management** 187, p. 131–139, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2017.03.014>
- PHAM, T. G.; DEGENER, J.; KAPPAS, M. Integrated universal soil loss equation (USLE) and Geographical Information System (GIS) for soil erosion estimation in A Sap basin: Central Vietnam. **International Soil and Water Conservation Research** 6, p.99–110, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2018.01.001>
- PIMENTA S.M., LIMA C.V., RIBEIRO T.G. Avaliação físico-química da qualidade da água, relação com uso do solo na bacia do ribeirão Santo Antônio. **Revista Processos Químicos**, 3(5): 88- 104, 2009. DOI: <https://doi.org/10.19142/rpq.v3i5.91>
- QUADROS, F. R. **Caracterização e análise da fragilidade ambiental da Floresta Nacional do Passo Fundo – Mato Castelhana, RS**. Tese (Doutorado Ciências – Ciências Biológicas) – Universidade Federal de São Carlos. São Carlos, SP, 2014.

QIU, J.; TURNER, M. G. Spatial interactions among ecosystem services in an urbanizing agricultural watershed. **Proc. Natl. Acad. Sci. Unit. States Am.**, 110, p.12149-12154, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.1310539110>

RAPPORT, D. J.; MAFFI, L. Eco-cultural health, global health, and sustainability. **Ecological Research** 26, p.1039-1049, 2011. DOI:10.1007/s11284-010-0703-5

RENARD, K.; FOSTER, G.; WEESIES, G.; MCCOOL, D.; YODER, D. Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). **Agricultural Handbook** p.251, 1997.

RIBEIRO, T. G.; BOAVENTURA, G. R.; CUNHA, L. S.; PIMENTA, S. M; Estudo Da Qualidade Das Águas Por Meio Da Correlação De Parâmetros Físico-Químicos, Bacia Hidrográfica Do Ribeirão Anicuns. **Geochimica Brasiliensis** 30(1), p.84 – 94, 2016 DOI:10.21715/GB2358-2812.2016301084

ROSS, J. L. S. Análise empírica da fragilidade dos ambientes naturais e antropizados. **Revista do Departamento de Geografia**, São Paulo, n. 8, p. 63-74, 1994. DOI: <https://doi.org/10.7154/RDG.1994.0008.0006>

ROSS, J. L. S. Landforms and Environmental Planning: potentialities and fragilities. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 1, p. 38-51, 2012. DOI: <https://doi.org/10.7154/RDG.2012.0112.0003>

SAATY, T. L. **The Analytic Hierarchy Process: planning, priority setting, resource allocation**. New York: Mcgraw-hill, 287 p., 1980.

SANTOS, G. G.; GRIEBELER, N. P.; OLIVEIRA, L. F. C. Chuvas intensas relacionadas à erosão hídrica. **R. Bras. Eng. Agric. Ambiental**. v.14, n.2, p. 115-123, 2010. <https://doi.org/10.1590/S14154366201000020001>

SILVA, L. O. S. **Implicações do uso, ocupação e manejo da terra na quantidade e qualidade das águas superficiais da bacia hidrográfica do Córrego Moeda, Três Lagoas-MS**. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Câmpus Três Lagoas/MS. Três Lagoas, MS, 2013.

SILVA, L. F.; BACANI, V. M. Análise da fragilidade ambiental e das áreas de preservação permanente da bacia hidrográfica do córrego Fundo, município de Aquidauana, MS. **Caderno de Geografia**, v.27, n.49, 2017. DOI: 10.5752/p.2318-2962.2017v27n49p264

SILVA, I. B. **Fragilidade ambiental da bacia hidrográfica do córrego Bebedouro (BHCB), Três Lagoas e Selvíria/MS, em 2019**. Dissertação (Mestrado em Geografia), – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Câmpus Três Lagoas/MS. Três Lagoas, MS, 2020.

SPÖRL, C.; ROSS, J. L. S. Análise comparativa da fragilidade ambiental com a aplicação de três modelos. **Revista GEOUSP Espaço e Tempo**, São Paulo, n. 15, p. 39-49, 2004.

SPÖRL, C.; ROSS, J. L. S. **Metodologia para elaboração de Modelos de fragilidade ambiental utilizando redes neurais**. Tese (Doutorado em Geografia) – Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo. São Paulo, 2007.

SONG, Y.; LIU, L.; YAN, P.; CAO, T. A review of soil erodibility in water and 37ind erosion research. **Journal of Geographical Sciences** 15, p.167–176, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF02872682>

- TOLEDO, L. G.; NICOLELLA, G. Índice de qualidade de água em microbacia sob uso agrícola e urbano. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 59, n. 1, p. 181-186, 2002.
- TRAFICANTE, D. P.; CAMPOS, S.; MANZIONE, R. L.; RODRIGUES, B. T. Fragilidade ambiental da bacia hidrográfica do Rio Capivara, Botucatu – SP. **Energia na Agricultura**, v. 32, n. 1, p. 88-95, 2017. DOI:<https://doi.org/10.11606/issn.2179-0892>
- TRICART, J. **Ecodinâmica**. Rio de Janeiro: IBGE/ SUPREN (Recursos Naturais e Meio Ambiente), 1977.
- TUCCI, C. E. M.; CLARKE, R. T. Impacto das mudanças da cobertura vegetal no escoamento: revisão. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.2, n.1, p.135-152, 1997.
- VALLE JUNIOR, R. F.; VARANDAS, S. G. P.; SANCHES FERNANDES, L. F.; PACHECO, F. A. L. Environmental land use conflicts: a threat to soil conservation. **Land Use Policy**, 41, p.172-185, 2014. DOI: 10.1016/j.landusepol.2014.05.012
- VAN DER KNIJFF, J. M.; JONES, R. J. A.; MONTANARELLA, L. Soil erosion risk assessment in Italy. European Soil Bureau Research Report. EUR 19044 EN. **European Commission and Joint Research Centre**, Washington, DC, 1999.
- VAN LEEUWEN, W. J. D.; SAMMONS, G. Seasonal land degradation risk assessment for Arizona. Proceedings of the 30th international symposium on **Remote Sensing of Environment**, Honolulu, Hawaii, November 10–14, pp 378–381, 2003.
- XIE, D.; LIU, Y.; CHEN, J. Mapping urban environmental noise: a land use regression method **Environment. Science Technology**, 45, p.7358-7364, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1021/es200785x>
- XU, G.; LI, P.; LU, K.; TANTAI, Z.; ZHANG, J.; REN, Z.; WANG, X.; YU, K.; SHI, P.; CHENG, Y. Seasonal changes in water quality and its main influencing factors in the Dan River basin. **Catena** 173, p.131–140, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.10.014>
- WANG, G.; HAPUARACHCHI P.; ISHIDAIRA, H.; KIEM, A. S.; TAKEUCHI, K. Estimation of soil erosion and sediment yield during individual rainstorms at catchment scale. **Water Resources Management**, 23: p. 1447–1465, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11269-008-9335-8>
- WILLIAMS, J. R., BERNDT, H. D. Sediment yield computed with universal equation. **J. Hydraul. Div.** 98 (12), 2087–2098, 1972.
- WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. Predicting rainfall erosion losses, a guide to conservation planning. USDA Handb. 537. U.S. Gov. Print. Off., Washington, DC, 1978.
- ZHANG, Y.; DEGROOTE, J.; WOLTER, C. SUGUMARAN, R. Integration of modified universal soil loss equation (MUSLE) into a GIS framework to assess soil erosion risk. **Land Degradation Development** 20 p.84–91, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1002/ldr.893>
- ZHANG, W.; CHEN, D.; LI, H. Spatio-temporal dynamics of water quality and their linkages with the watershed landscape in highly disturbed headwater watersheds in China. **Environmental Science and Pollution Research** 25(35), p.35287–35300, 2018. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3310-6>
- ZHONG, M.; ZHANG, H.; SUN, X.; WANG, Z.; TIAN, W.; HUANG, H. Analyzing the significant environmental factors on the spatial and temporal distribution of water quality utilizing multivariate statistical techniques: a case study in the Balihe Lake, China. **Environmental Science and Pollution Research** 25(29), p.29418–29432, 2018. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2943-9>

Capítulo 3

Análise da fragilidade ambiental sazonal utilizando o índice de vegetação por diferença normalizada (IVDN) e a estimativa da perda de solos

Resumo

A intensificação do uso da terra tem contribuído para o surgimento de impactos ao meio ambiente como a perda de solo, o assoreamento de corpos hídricos, redução da biodiversidade, entre outros. A utilização de modelos capazes de diagnosticar sazonalmente danos ambientais são importantes no planejamento e gestão territorial. Este trabalho teve como objetivo analisar a fragilidade ambiental sazonal, a partir do outono de 2019 ao verão de 2020, e estimar a perda de solo. A metodologia da fragilidade ambiental foi baseada em Ross (1994) combinando variáveis como o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada - IVDN, a erosividade das chuvas, declividade e a erodibilidade solo. A estimativa da perda de solo foi baseada na Equação Universal da Perda de Solo Revisada (RUSLE) implementada a partir de Sistemas de Informações Geográficas (SIGs). Os resultados mostraram que há diferenciação sazonal na fragilidade ambiental e na estimativa de perda de solo, sendo o IVDN e a erosividade um dos principais fatores responsáveis. A primavera foi a estação que resultou em maior área classificada como alta fragilidade ambiental (27%) e com estimativa da perda de solo com média de $0,3733 \text{ t.ha}^{-1}\text{mês}^{-3}$. O verão apresentou maior estimativa de perda de solo, com valor médio de $0,4393 \text{ t.ha}^{-1}\text{mês}^{-3}$. Já o outono ($0,07683 \text{ t.ha}^{-1}\text{mês}^{-3}$) e o inverno ($0,0569 \text{ t.ha}^{-1}\text{mês}^{-3}$) apresentaram as menores taxas da perda de solo, sendo estas com as maiores áreas classificadas na classe baixa da fragilidade ambiental, em consequência, principalmente, da erosividade das chuvas. Os resultados apontados pelos modelos sazonais da fragilidade ambiental e da perda de solo foram validados por meio de pontos de erosão empregando-se testes de estatística espacial.

3 Introdução

A intensificação do uso da terra tem contribuído para surgimento de impacto ao meio ambiente (ANJINHO *et al.*, 2021; OLIVEIRA-ANDREOLI *et al.*, 2021), como a perda de solo (UDDIN *et al.* 2016), assoreamento de corpos hídricos (CRUZ *et al.*, 2017), comprometimento da qualidade das águas (SU *et al.*, 2016) e a perda de nutrientes do solo dentre outros fatores (GAROFALO e FERREIRA, 2015; ASCIUTTI, 2019).

Mediante esta preocupação é necessário o desenvolvimento de estratégias para avaliar a condição ambiental utilizando uma série de fatores ou variáveis em conjunto que permitam reconhecer suas fragilidades, uma vez que as aplicações de estudos ambientais em bacias hidrográficas são fundamentais na compreensão dos processos que ocorrem nessas unidades (CUNHA *et al.*, 2013).

No Brasil, há algumas metodologias muito difundidas com o objetivo de avaliar o estado ambiental de uma dada área por meio da combinação de variáveis de caráter natural e antrópico (ROSS, 1994; CREPANI *et al.*, 1996; 2001; ROSS, 2012).

Em ambos os modelos de Ross (1994) e Ross (2012) as variáveis, solos, declividade, uso e cobertura da terra e planície de inundação, são agrupadas em cinco categorias, nomeadamente muito baixa, baixa, média, alta e muito alta, compondo assim, em conjunto a fragilidade ambiental. Crepani *et al.* (1996, 2001) desenvolveram o modelo de Vulnerabilidade Natural a Erosão composto, também, por um conjunto de variáveis, como a geologia, pedologia, geomorfologia, vegetação e clima, agrupadas em categorias que variam de 1 a 3, com vinte e uma classes intermediárias, diferente de Ross (1994). Estes modelos utilizam termos diferentes: fragilidade e vulnerabilidade, contudo os objetivos são voltados ao planejamento ambiental a partir da avaliação do estado da sensibilidade do solo frente as condições naturais e às intervenções antrópicas. Estes modelos também foram desenvolvidos considerando a análise integrada do ambiente, fundamentados nos princípios da teoria das Unidades Ecodinâmicas de Tricart (1977), com base na relação morfogênese e pedogênese.

Na literatura há alguns trabalhos que, na tentativa de aperfeiçoar a metodologia da fragilidade ambiental, com o intuito de subsidiar a gestão e ordenamento territorial promovem adaptações ou mesmo comparam os modelos com o auxílio de técnicas de geoprocessamento (VALLE, FRANCELINO; PINHEIRO, 2016; BELATO, SERRÃO; DIAS, 2019; VIEIRA; VIEIRA, 2020; CAMPOS *et al.*, 2021).

Silva e Bacani (2017) adaptaram as propostas de Ross (1994) e Crepani *et al.* (2001) com o uso da geotecnologia para analisar a fragilidade ambiental e as áreas de preservação permanente da bacia hidrográfica do Córrego Fundo em Aquidauana – MS. Concluíram que a adaptação foi essencial para a avaliação da bacia em conformidade com a lei ambiental vigente, em se tratando de áreas de preservação permanente.

Gouveia e Ross (2019) adaptaram a incorporação de dados morfológicos com automatização dos elementos do relevo na análise da fragilidade ambiental. Foram comparados três modelos de fragilidade ambiental em relação a ocorrência de processos erosivos, e observaram que ao inserir parâmetros morfológicos, foi possível determinar e delimitar os graus de fragilidade de forma mais precisa e detalhada, ao invés de utilizar apenas parâmetros morfométricos como a declividade.

Uma dificuldade no mapeamento da fragilidade ambiental envolve a classificação do uso e cobertura da terra em que, normalmente, classifica-se e atribui-se grau de proteção, de acordo com o tipo de cobertura vegetal em um dado momento. Na avaliação da fragilidade ambiental a aplicação de índices de vegetação pode ser empregada para demonstrar o desempenho da vegetação quanto à proteção do solo sazonalmente e não apenas classificar quanto ao tipo da cobertura. Benavidez *et al.* (2018) ressaltam ser muito importante determinar o uso e cobertura da terra (fator C), utilizando

índices de vegetação sazonalmente em função das mudanças da cobertura vegetal ao longo do ano. A vegetação apresenta comportamento sazonal diferente ao longo do ano (TERAMOTO *et al.*, 2018) em função da disponibilidade hídrica (BECERRA *et al.*, 2009), que impacta no aumento ou atenuação da atividade fotossintética como demonstrado por Reed *et al.* (1994). Além do mais há trabalhos como os de Garófalo e Ferreira (2015) e Santos (2018) que adaptando à metodologia de Ross (1994) e utilizaram índices de vegetação para avaliar a fragilidade ambiental.

Além do uso e cobertura da terra, o conhecimento de outras características biofísicas, como a declividade e comprimento de rampa (LS), erosividade da chuva (R) e a erodibilidade do solo (K) são importantes na dinâmica ambiental, tornando-se subsídios para o planejamento ambiental. O LS está relacionado à erosão hídrica do solo sobre a influência do comprimento de rampa e da inclinação do declive (WISCHMEIER e SMITH, 1978); o R está relacionado com efeito que a precipitação exerce sobre o solo (WISCHMEIER e SMITH, 1978); e o K está relacionado com as propriedades do solo e a sua susceptibilidade a erosão (RENARD *et al.*, 1997). Sendo todas estas características componentes da estimativa da perda de solo.

A quantificação da perda de solo tem sido apoiada por modelos empíricos como Equação Universal de Perda de Solos – EUPS (WISCHMEIER e SMITH, 1978), Equação Universal de Perda de Solo Revisada – RUSLE (RENARD *et al.*, 1997) e Equação de Perda de Solos Modificada – EUPSM (WILLIAMS e BERNDT, 1972). Dentre estes modelos, a RUSLE (RENARD *et al.*, 1997) tem se mostrado de fácil aplicação e bastante empregada (PANAGOS e KATSOYIANNIS, 2019).

A RUSLE considera somente a erosão laminar (BENAVIDEZ *et al.*, 2018), mas é capaz de demonstrar a heterogeneidade da erosão do solo e ser executada em Sistema de Informação Geográfica (SIG), além de ser o modelo mais utilizado na estimativa de perda de solo (YUE-QING *et al.*, 2008; FENG *et al.*, 2010; KUMAR *et al.*, 2014; CUNHA, BACANI e PANACHUKI, 2017). Benavidez *et al.* (2018) salientam que na tentativa de aperfeiçoar o modelo (RUSLE) da representação da perda de solo deve-se considerar também a sazonalidade.

Assim, a estimativa e a distribuição da perda de solo pela RUSLE é importante para apontar as áreas com maior ou menor o risco à erosão (CUNHA, BACANI e PANACHUKI, 2017). A RUSLE associada à metodologia da fragilidade ambiental, que embora não seja capaz de estimar quantitativamente a perda de solos, traduz espacialmente a fragilidade do ambiente a riscos de processos erosivos, torna-se uma ferramenta essencial na análise ambiental.

Neste sentido este trabalho tem como objetivo analisar a fragilidade ambiental sazonal na bacia hidrográfica do córrego Urutu, no Mato Grosso do Sul, Brasil, em cada estação do ano, no

período entre o outono de 2019 ao verão de 2020, com o auxílio do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (IVDN) e da estimativa da perda de solo por meio da RUSLE.

3.1 Material e métodos

3.1.1 Metodologia

O presente trabalho fundamentou-se na proposta da fragilidade ambiental preconizada originalmente por Ross (1994) e na perda de solo, utilizando a RUSLE (RENARD *et al.*, 1997) com adaptação do fator C incluindo o IVDN (DURIGON *et al.*, 2014) conforme exemplificado no Quadro 3.1.

Quadro 3.1 - Composição das variáveis para a fragilidade ambiental e RUSLE.

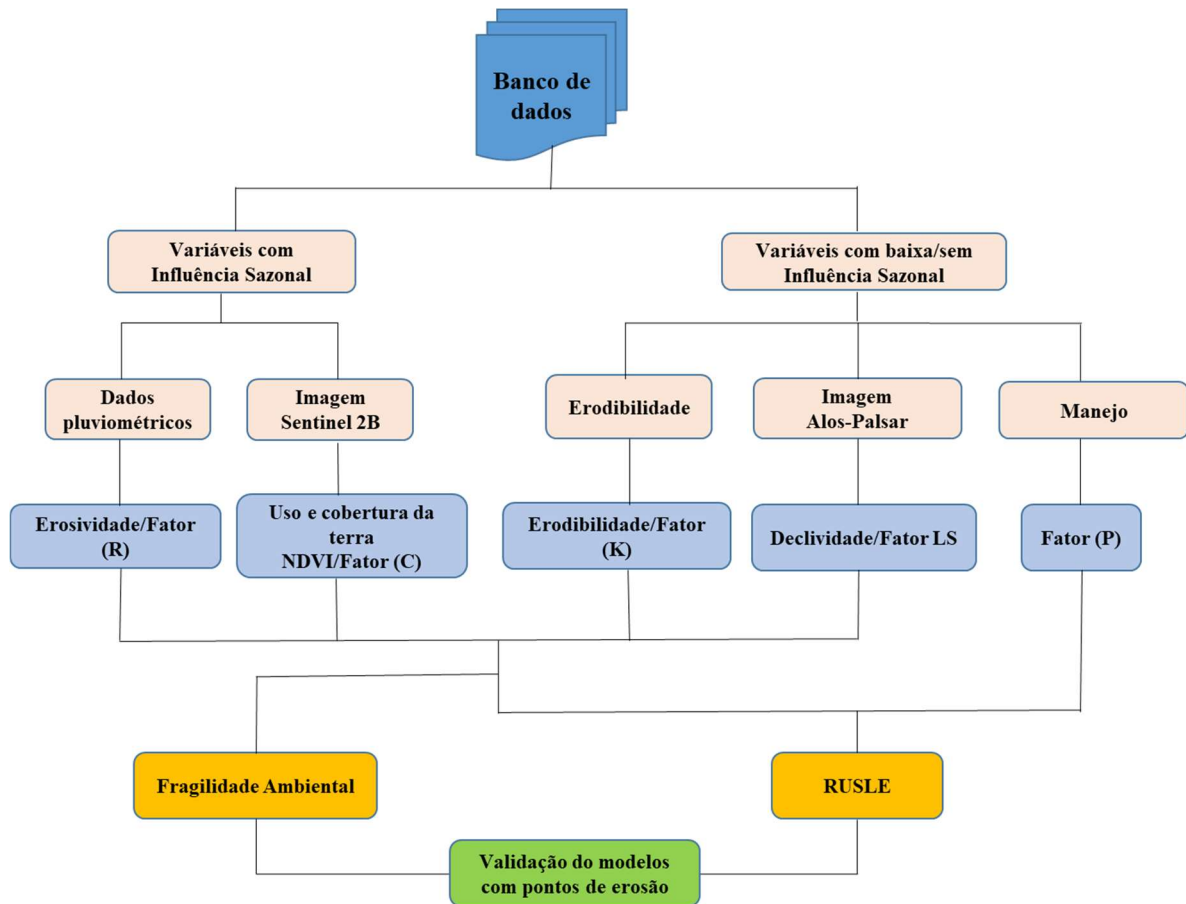
Fragilidade Ambiental	RUSLE (T. ha⁻¹ mês⁻³)
Erodibilidade (Fator K) (classificado)	Erodibilidade (Fator K) (T.ha.h/ha.MJ.mm)
Erosividade (Fator R) (classificado)	Erosividade (Fator R) MJ mm ha ⁻¹ h ⁻¹ mes ⁻³
Declividade (Fator S)(classificado)	Declividade e comprimento de rampa (Fator LS) (adimensional)
Uso e cobertura: IVDN (Fator C) (classificado)	Uso e Cobertura: IVDN (Fator C) (adimensional)
-	Fator P (adimensional)

Fonte: organizado pelo autor.

O período analisado correspondeu as quatro estações do ano, conforme definição de estabelecida pelo INMET (2020). Iniciando pelo outono, inverno e primavera de 2019 e o verão de 2020.

Os procedimentos técnico-científicos e os materiais utilizados estão detalhados abaixo no fluxograma, que representa o que foi aplicado para cada estação do ano (Figura 3.1).

Figura 3.1 - Fluxograma metodológico.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Inicialmente foi criado um banco de dados no *software* ArcGIS 10.6 ® (ESRI, 2018) e inserido um modelo digital de elevação gerado pelo satélite *ALOS* (*Advanced Land Observing Satellite*), sensor *PALSAR* (*Phased Array type L-band Synthetic Aperture Radar*), com resolução espacial de 12,5 metros (JAXA/METI, 2007). A partir deste, foram geradas as variáveis declividade (Fator S) e o comprimento de rampa (Fator L).

Os ajustes na rede de drenagem extraídas do banco de dados proveniente do projeto GeoMS (SILVA *et al.*, 2011) e a delimitação das estradas não pavimentadas e rodovias foi realizada com auxílio das imagens de alta resolução espacial do catálogo das imagens do Bing, disponíveis no *software* Arcgis 10.6 ®.

As variáveis componentes da fragilidade ambiental passaram pelo processo de classificação para a padronização das classes, pois optou-se por trabalhar como o número de cinco classes, conforme a proposta originalmente definida por Ross (1994). Por isso, no decorrer da metodologia

as variáveis são apresentadas de duas formas: as classificadas que compõem a fragilidade ambiental, e as não classificadas que constituem a estimativa da perda de solo.

Os dados da erodibilidade do solo foram extraídos do levantamento realizado por Lima *et al.* (2021), resultante de uma composição de metodologias que melhor representavam os tipos de solo, contemplando a BHCU os solos PV – Argissolo Vermelho com a metodologia de Renard *et al.* (1997) e os solos LV - Latossolo Vermelho e SX - Planossolos Háplico com a metodologia de Sharpley e Williams (1990).

Os dados de precipitação foram extraídos de um total de nove estações pluviométricas, sendo oito do banco de dados das estações pluviométricas da Agência Nacional Águas e Saneamento Básico – ANA (ANA, 2019), no período de 1983 a 2016, e uma da estação pluviométrica da Ilha Solteira (SP), entre 1992 a 2017 (CANAL CLIMA, 2019), (Tabela 3.1).

Tabela 3.1 - Estações pluviométricas.

Estação	Município	Coordenadas geográficas	Período (Ano)
Inocência	Inocência (MS)	19° 44' 11.04" S 51° 56' 0.96" W	1983-2016
São José do Sucuriu	Três Lagoas (MS)	19° 57' 47.88" S 52° 13' 33.96" W	1983-2016
Jupia	Três Lagoas (MS)	20° 48' 0.00" S 51° 38' 0.00" W	1983-2016
Selvira	Selvira (MS)	20° 21' 48.96" S 51° 25' 26.04" W	1983-2016
Aparecida do Taboado	Ap. do Taboado (MS)	20° 4' 5.88" S 51° 6' 12.96" W	1983-2016
Garcias	Três Lagoas (MS)	20° 36' 10.08" S 52° 13' 5.88" W	1983-2016
Porto Galeano	Três Lagoas (MS)	20° 5' 38.04" S 52° 9' 37.08" W	1983-2016
Porto Velho	Três Lagoas (MS)	20° 48' 2.16" S 52° 23' 17.88" W	1983-2016
Ilha Solteira	Ilha Solteira (SP)	20° 3' 56,745" S 51° 6' 11,711" W	1992-2017

Fonte: organizado pelo autor.

Os mapas de IVDN foram obtidos a partir de imagens do Sentinel 2B, sensor *Multispectral Instrument* (MSI), bandas 4 (P_{red} - vermelho) e 8 (P_{nir} - infravermelho próximo) que possuem 10 metros de resolução espacial. Para cada uma das estações do ano foi aplicado o cálculo da mediana dos pixels das imagens, como o limiar de 2 % de nuvens, utilizando a plataforma baseada em nuvem

do Google Earth Engine (GORELICK *et al.*, 2017). Ao total foram utilizadas 25 imagens na composição da mediana do IVDN, sendo 6 para o outono, 10 para o inverno, 4 para primavera e 5 para o verão. O cálculo do IVDN é composto pelas diferenças das refletâncias do vermelho visível (Pred) e do infravermelho próximo (Pnir), dividido pela soma destas mesmas refletâncias por meio da Equação 1, desenvolvida por Rouse *et al.* (1974) (JENSEN, 2009).

Equação (1)

$$IVDN = \frac{Pnir - Pred}{Pnir + Pred}$$

Todas as informações relativas ao IVDN foram desenvolvidas no *Google Earth Engine* – GEE, uma plataforma em nuvem (TSAI *et al.*, 2018) de programação computacional que possibilita de forma rápida (GORELICK *et al.*, 2017) e confiável a geração de inúmeros produtos por meio da criação e edição de algoritmos (KUMAR e MUTANGA, 2018). Em seguida, os dados foram exportados para composição de um banco de dados único no *software* ArcGIS 10.6® (ESRI, 2018).

O mapeamento da fragilidade ambiental primeiramente é composto das características naturais (declividade, erosividade e erodibilidade) e o IVDN classificado, refletindo os efeitos do uso e cobertura da terra na proteção do solo.

Para a estimativa da perda de solo foi utilizada a extensão GISus-M (OLIVEIRA, 2015) no ArcGIS 10.6 ® (ESRI, 2018). Todos dados de entrada para estimativa da perda de solo foram organizados conforme o Quadro 3.2 abaixo.

Quadro 3.2 - Variáveis componentes da estimativa da perda de solo.

Fator L	Desment e Govers, (1996); McCool <i>et al.</i> (1989)
Fator S	RUSLE, Renard <i>et al.</i> (1998)
Fator R	Oliveira <i>et al.</i> (2012)
Fator K	Lima <i>et al.</i> (2021)
Fator C	Colman (2018)
Fator P	Bertoni e Lombardi Neto (2008)

Fonte: organizado pelo autor.

Na sequência são apresentadas todas as variáveis componentes utilizadas neste trabalho, sempre apresentando como se constituíram e como foram empregadas na fragilidade ambiental ou na estimativa da perda de solo ou em ambas.

3.1.2 Comprimento de rampa (Fator L)

O fator L gerado para estimativa da perda de solo foi gerado a partir da ferramenta LS-TOOLS do GISus-M (OLIVEIRA *et al.*, 2015) proposto por Zhang *et al.* (2013), do qual utiliza o algoritmo de Desment e Govers (1996), (Equação 2).

Equação 2

$$L_{(i,j)} = \frac{(A_{i,j} + D^2)^{m+1} - (A_{i,j})^{m+1}}{(D^{m+2}) * (X_{i,j}^m) * (22.13)^m}$$

$L_{(i,j)}$ = comprimento de rampa (i,j)

$A_{(i,j)}$ = área de célula coordenada (i,j) (m²)

D = tamanho da célula em metros

m = calcular o fator topográfico Equação 3

$X_{(i,j)}$ = direção de fluxo ($\sin \alpha_{i,j} + \cos \alpha_{i,j}$).

O expoente m da Equação 1 foi implementado conforme a Equação 3, proposta por de McCool *et al.* (1989).

Equação 3

$$m = \beta / (1 + \beta)$$

Onde β varia de acordo com o declive (Equação 4).

Equação 4

$$\beta = \left(\frac{\sin \theta}{0.0896} \right) / [3(\sin \theta)^{0.8} + 0.56]$$

3.1.3 Declividade (Fator S)

Na fragilidade ambiental a classificação da declividade seguiu a proposta de Ross (1994), que apresenta as classes por intervalos (Tabela 3.2).

Tabela 3.2 - Classes de Declividade.

Categoria hierárquica	Classes
1 - Muito Fraca	0 - 6%
2 - Fraca	6 - 12%
3 - Média	12 - 20%
4 - Forte	20 - 30%
5 - Muito Forte	>30%

Fonte: Ross (1994).

Já na estimativa da perda de solos a declividade foi realizado pela ferramenta GISus-M por meio do algoritmo de McCool *et al.* (1987) (Equação 5).

Equação 5

$$S = 10.8 \sin \theta + 0.03$$

$$S = 16.8 \sin \theta - 0.50$$

θ = ângulo de inclinação em graus.

3.1.4 Erosividade potencial das chuvas (Fator R)

Os valores da energia potencial erosiva da precipitação foram calculados por meio da Equação 6 regionalizada de Campo Grande - MS (OLIVEIRA *et al.*, 2012), que possibilitou observar a erosividade potencial para cada mês das estações pluviométrica.

Equação 6:

$$EI = 139,44 (MFI)^{0,6784}$$

Onde:

EI = índice de erosividade em MJ.mm/ha.L; MFI índice modificado de Founier (Equação 7).

Equação 7:

$$MFI = p_i^2 / P^i$$

Em que MFI é o índex de Founier modificado; p_i é precipitação média mensal (mm); P^i é a precipitação média anual (mm).

Os valores da erosividade potencial da chuva foram agrupados de acordo com a divisão sazonal (três meses) para cada uma das estações pluviométricas. Assim cada estação do ano apresentou três valores (composição da sazonalidade é trimestral) de erosividade potencial dos quais foram utilizados a soma dos valores (três meses) de cada estação pluviométrica e em sequência aplicou-se o interpolador *Inverse Distance Weighting* (IDW) ou Ponderação do Inverso da Distância para o conjunto de dados de cada uma das estações do ano. Assim ao final cada estação do ano continha uma interpolação dos valores de erosividade de nove estações pluviométricas.

Foi aplicada também a classificação mensal da erosividade adaptada de Carvalho (1994) (Tabela 3.3) para ser utilizada na fragilidade ambiental, sendo que para a estimativa da perda de solos os dados não passaram pela classificação.

Tabela 3.3 - Classificação da erosividade potencial da chuva mensal

Categoria hierárquica	Classes de Erosividade (R) MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ (3 meses)⁻¹
1 - Muito Baixa	< 250

2 - Baixa	250 – 500
3 - Média	500 – 750
4 - Alta	750 – 1000
5 - Muito Alta	1000 >

Fonte: Adaptado de Carvalho (1994).

3.1.5 Erodibilidade (Fator K)

Os dados da erodibilidade foram extraídos de Lima *et al.* (2021) e recortados para a BHCU. Para a fragilidade ambiental a erodibilidade foi classificada conforme Mannigel *et al.* (2002), classificação difundida na literatura (SABÓIA DE AQUINO e OLIVEIRA, 2017; DEMARCHI *et al.*, 2019; GIOVANINI JUNIOR, 2019), apresentados na Tabela 3.4.

Tabela 3.4 - Classificação da erodibilidade do solo.	
Classificação da erodibilidade em categorias hierárquicas	Valores de erodibilidade (T.ha.h/ha.MJ.mm)
1 - Muito Baixa	< 0,0090
2 - Baixa	0,0090 – 0,0150
3 - Média	0,0150 – 0,0300
4 - Alta	0,0300 – 0,0450
5 – Muito Alta	0,0450 – 0,0600

Fonte: Adaptado de Mannigel *et al.* (2002).

Para a estimativa da perda de solos os dados de erodibilidade não passaram pelo processo de classificação (Tabela 3.4).

3.1.6 Uso e cobertura da terra (Fator C)

Para este mapeamento normalmente se aplica o uso e cobertura da terra partindo de uma classificação de imagem, e a metodologia da fragilidade ambiental de Ross (1994) classifica os graus de proteção, promovidos pela cobertura vegetal, de acordo com o tipo de vegetação com valores pré-determinados na literatura. Partindo deste princípio, há uma preocupação em não apenas saber qual é tipo da cobertura vegetal a ser classificada, mas como a cobertura vegetal está desempenhando seu papel de proteção ao solo sazonalmente, entendendo que a cobertura vegetal pode mudar, com relação à biomassa vegetal, em função da disponibilidade de água, do estado fitossanitário, dentre outros e por isso é utilizado o IVDN.

O uso do IVDN possibilita identificar onde a cobertura vegetal apresenta maior ou menor vigor vegetativo sazonalmente, visto que este tem a vantagem de detectar as mudanças sazonais e interanuais da vegetação (JESSEN, 2009). Optou-se por padronizar o IVDN em cinco classes,

conforme as classes de Ross (1994), organizando os valores obtidos, por meio do método de quebra natural *Jenks* (*Natural Break*) para ser utilizado na análise da fragilidade ambiental. A quebra natural de *Jenk*, dentre os diversos testes, foi o único que não apresentou uma superestimação das classes de fragilidade ambiental.

O IVDN também foi utilizado para o cálculo da estimativa da perda de solo, assim como em outros trabalhos (DURIGON *et al.*, 2014; AIELLO *et al.*, 2015; OSTOVARI *et al.*, 2017; DISSANAYAKE *et al.*, 2019; DECCO, 2021) a partir da adaptação proposta por Colman (2018) (Equação 7) da fórmula de Durigon *et al.* (2014), utilizados na literatura em Almagro *et al.* (2019) e Sone *et al.* (2019) para região centro-oeste de Mato Grosso do Sul no Brasil e Negese *et al.* (2021), no nordeste da Etiópia.

Equação (7):

$$C = \frac{0,1 * (-NDVI + 1)}{2}$$

As classes de uso e cobertura da terra também foram identificadas para entender os valores do IVDN, bem como conhecer o comportamento da cobertura vegetal ao longo das estações por meio da classificação orientada objeto desenvolvida no *software* eCognition Developer 9.2 ® (TRIMBLE, 2018), a partir das bandas 8, 4 e 3, sensor MSI (*Multispectral Imager*) do satélite Sentinel 2B. Então para a classificação do uso e cobertura da terra foi apenas utilizada as bandas do Sentinel 2B de 25 de maio de 2019 como base, não realizando outras classificações para cada estação visto que as classe de uso não se modificaram no decorrer do período.

3.1.7 Práticas conservacionistas (Fatores P)

O fator P seguiu os valores determinados conforme Bertoni e Lombardi Neto (2008), sendo na área identificado apenas plantio em contorno para os usos pastagem e silvicultura, adotando assim o valor de $P = 0,5$ para toda a BHCU. Adoção deste valor para toda a área da BHCU, foi em função da área ocupada por cada classe de uso, pois um pouco mais de 57% da área é de silvicultura e 28% de pastagem plantada, juntas compondo aproximadamente 85%. Outro fator que corroborou para isso foi a falta de informação de manejo e práticas conservacionistas da silvicultura e das propriedades privadas/arredamentos.

3.1.8 Geração dos mapas de fragilidade ambiental e RUSLE

Importante destacar que nesta etapa, tanto na fragilidade ambiental como na RUSLE, as variáveis foram combinadas sazonalmente, dando origem aos mapeamentos por estação. Sendo a erosividade e o uso e cobertura da terra as variáveis que apresentaram diferenças sazonal.

Na Fragilidade ambiental todas as variáveis classificadas como declividade (S), erosividade (R), erodibilidade (K) e uso e cobertura da terra (C) e foram submetidas a sobreposição ponderada pela ferramenta *Weighted Overlay* do ArcGis.

Na RUSLE as variáveis não classificadas foram agrupadas no ArcGis na extensão GISus-M composto pelas variáveis comprimento de rampa (Fator L), declividade (Fator S), erosividade (Fator R), erodibilidade (Fator K), uso e cobertura da terra (Fator C) e práticas de manejo (Fator P), conforme a Equação 8. Também foi gerada uma estimativa anual da perda de solo por meio do somatório do resultado das estações e classificado conforme Beskow *et al.* (2009).

Equação 8:

$$\text{RUSLE} = \text{L.S.R.K.C.P}$$

3.1.9 Validação estatística dos modelos sazonais

A análise estatística vem para contribuir na validação dos dados, apoiando o mapeamento tanto da fragilidade ambiental como da RUSLE, pois se não houver diferença significativa entre os dados dos mapeamentos não haveria, por exemplo, a necessidade da aplicação da análise sazonal.

Os dados sazonais da fragilidade ambiental e da RUSLE foram reamostrados para 500 metros de resolução espacial, em função do número de linhas e colunas, os quais foram submetidos ao teste de normalidade de D'Agostino-Pearson no *software* SisEAPRO versão teste (SISEAPRO, 2022), que rejeitou a hipótese de normalidade. Na sequência foi aplicado o teste de Kruskal Wallis (teste não paramétrico) para verificar se havia ou não diferenças significativas entre os pares formados pelas estações, por meio do *software* Jamovi 2.2 (THE JAMOMI, 2021).

Também foi incorporada à análise um modelo da fragilidade ambiental, chamado aqui de “modelo da fragilidade ambiental adaptada de Ross (1994) e Crepani et al (2001) ” a partir da metodologia de Ross (1994) com a declividade, solos e uso e cobertura da terra; e Crepani et al. (2001) com a geologia e intensidade pluviométrica com atribuição de pesos conforme Cunha et al. (2013). O objetivo desta incorporação é a comparação entre os modelos.

Na sequência os modelos sazonais e anuais da fragilidade ambiental e da RUSLE foram submetidos a proposta de validação a partir de pontos de verdade terrestre, que consistiram em pontos de erosão amostrados na BHCU, conforme chave de interpretação abaixo (Figura 3.2).

Figura 3.2 - Chave de Interpretação dos pontos de erosão coletados na BHCU.



Fonte: Sullivan (2009)

Estes pontos foram coletados a partir das imagens de alta resolução do Google Earth Pro (SULLIVAN, 2009), sendo obtido um total de 66 amostras. Estes pontos foram submetidos a metodologia do cálculo da densidade de Kernel, seguindo a metodologia de Rizatti *et al.* (2020), o qual representou melhor distribuição da concentração de pontos com o valor do raio menor.

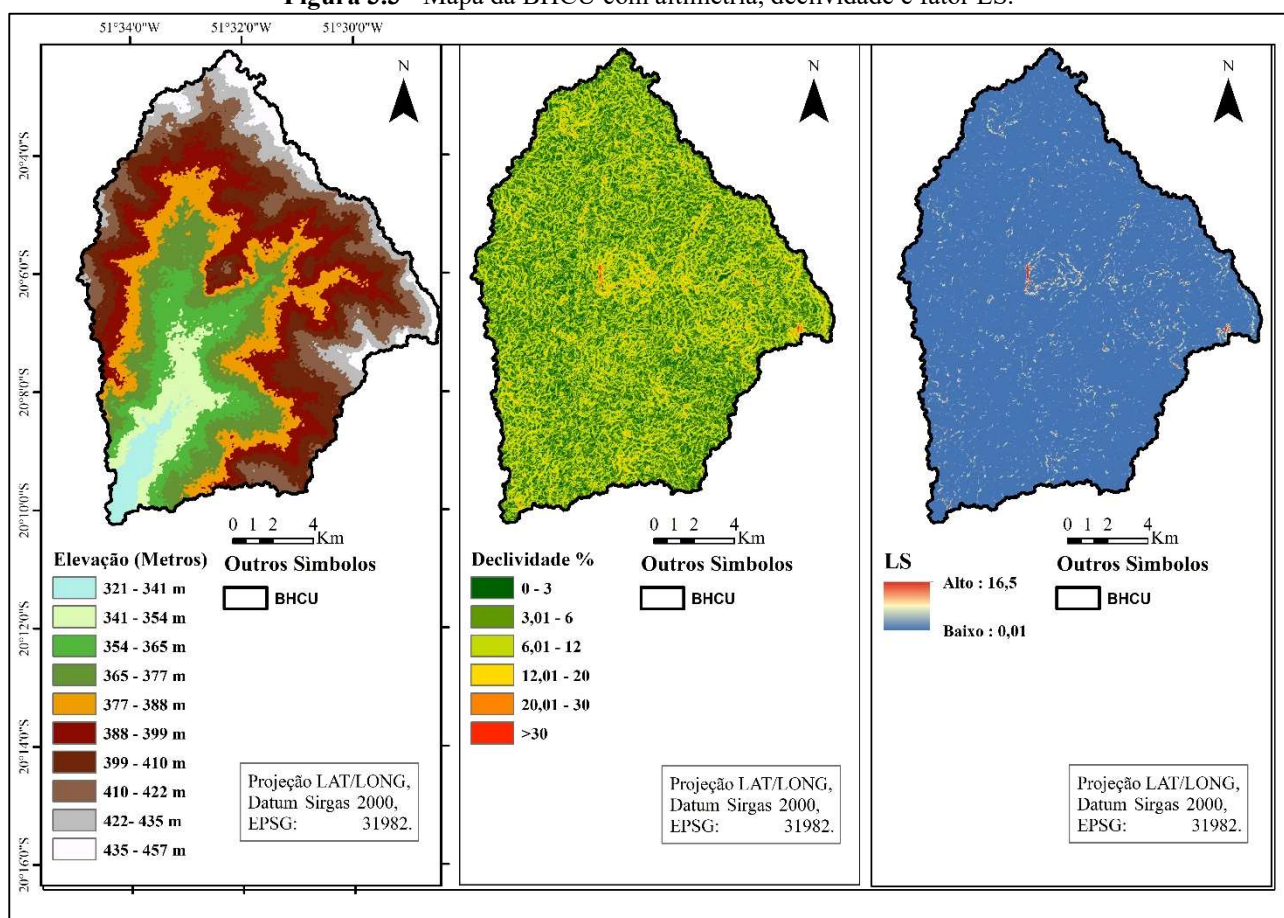
Em seguida, foram extraídos os valores médios dos modelos de análise sazonal (fragilidade ambiental e RUSLE) e da distribuição do Kernel dos pontos de erosão através de uma grade regular com resolução espacial de 10 metros.

Assim, foram validados os modelos da fragilidade ambiental e da RUSLE com os pontos de erosão, por meio do Índice de Moran Local (I) no *software* GeoDa 1.20 (ANSELIN; SYABRI; KHO, 2006); que tem a função de apontar autocorrelação espacial entre duas variáveis (BONE *et al.*, 2013; LEE, 2001), a partir das similaridades entre os vizinhos. Sendo Índice de Moran já aplicado em estudo da fragilidade ambiental (CAMPOS *et al.*, 2021). Os resultados obtidos do Índice de Moran são figuras e valores que apontam o grau de associação entre uma variável observada em um determinado local e outra variável em locais próximos (AGUIAR *et al.* 2020). Assim, apresentou-se os resultados obtidos dos modelos sazonais, fragilidade ambiental e RUSLE, associados aos pontos de erosão.

3.2 Resultados e discussão

A topografia da BHCU distribui-se em altitudes que variam entre 321 e 457 metros (Figura 3.3), sendo a declividade média de 6% para a bacia. A declividade ou fator S é um elemento importante que está ligado diretamente a perda de solo por erosão hídrica (OLIVEIRA *et al.*, 2007), na classificação de Ross (1994) apresentou 58,83% (58,5 km²) da área com a classe muito baixa, 35,28% (35,09 km²) com a classe baixa, sendo estas as classes de maior representatividade na bacia. Predominam declividades de até 6% (59,13 km² da área), o que implica em pequenas ou nulas limitações de uso (LEPSCH, 2010).

Figura 3.3 - Mapa da BHCU com altimetria, declividade e fator LS.



Fonte: Elaborado pelo autor.

O fator L, componente do cálculo da RUSLE, é gerado em conjunto com o S no GISus-M, já performando o resultado que apresentou variação entre 0,1 a 16,5, com média de 0,54. Os valores mais elevados tanto na declividade como no LS são pontuais ao longo da BHCU e estas áreas, em sua maior parte, estão ocupadas com vegetação natural. Valores elevados do LS corroboram com o

aumento da velocidade de fluxo de escoamento, consequentemente no aumento da erosão (VAN REMORTEL *et al.*, 2004).

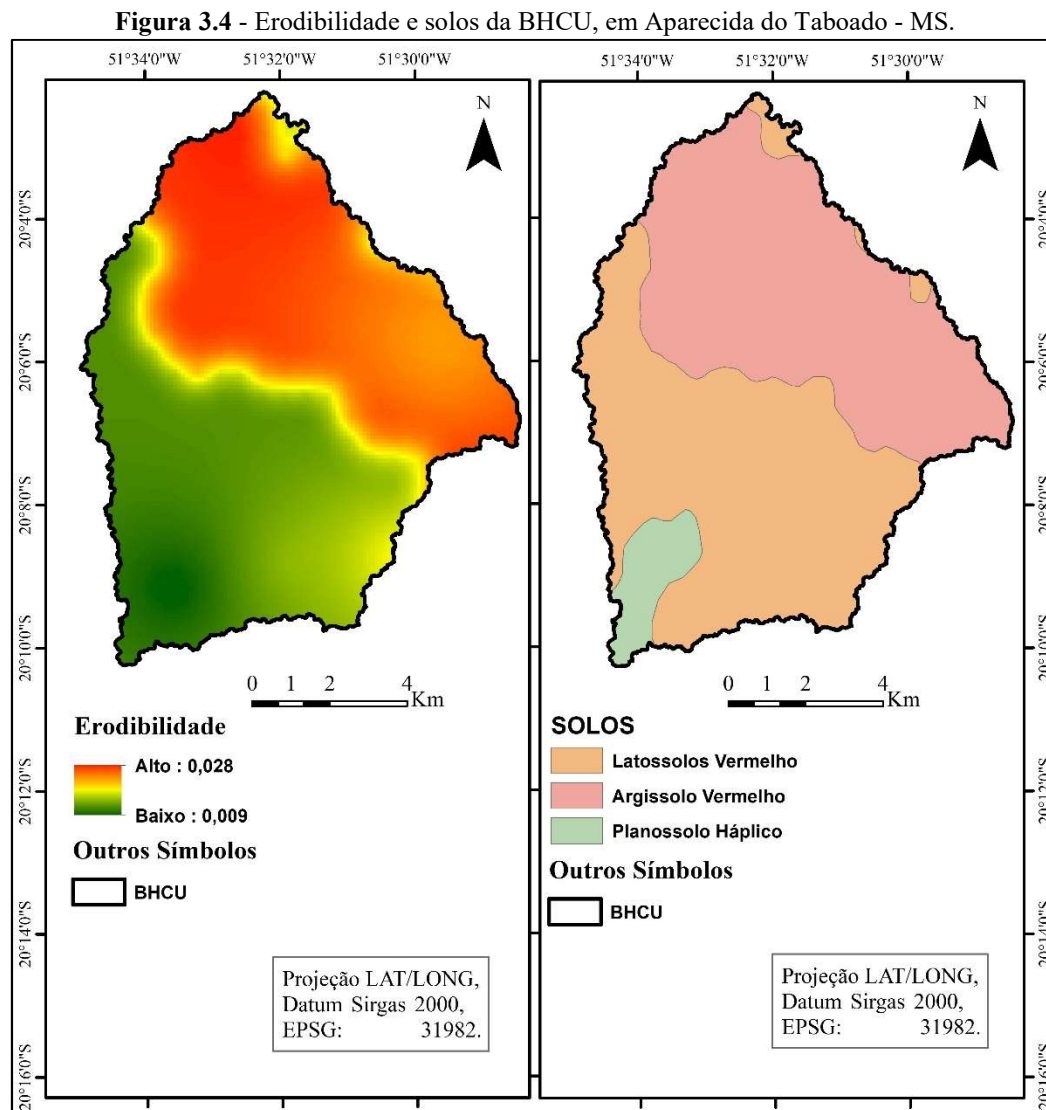
O fator R para o outono apresentou variação entre 235,31 e 247,63 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ (3 meses)⁻¹, para o inverno, ficou entre 204,63 e 213,02 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ (3 meses)⁻¹, na primavera entre 1303,46 a 1383,87 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ (3 meses)⁻¹ e no verão entre 1736 a 1756,22 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ (3 meses)⁻¹. Respectivamente, foram classificados segundo Carvalho (1994) com as classes: muito baixa, baixa, alta e muito alta, as quais compuseram a variável erosividade da fragilidade ambiental. A Tabela 3.5 apresenta os valores fixos do R mensal e o valor adotado para a estação do qual a partir desse valor foi possível aplicar o interpolador entre as estações pluviométricas. Observa-se, no geral, que há uma amplitude crescente dos valores da erosividade dentre as estações seguindo do maior para o menor, respectivamente: verão, primavera, outono e inverno, assim como observado por Oliveira *et al.* (2015b).

Tabela 3.5 - Fator R da BHCH com dados mensais (M) MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ (meses)⁻¹ e sazonal (S) MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ (3 meses)⁻¹.

Estação	Mês	Inocência		Jupia		Selviria		São José do Sucuriu		Ap. Taboado		Garcias		Porto Galeano		Porto Velho		Ilha Solteira	
		M	S	M	S	M	S	M	S	416	S	M	S	M	S	M	S	M	S
Outono	4	462		440		422		337		265		344		385		462		390	
	5	370	964	288	859	259	804	225	635	97	778	314	792	242	735	370	964	309	833
	6	132		131		122		74		416		133		108		132		134	
Inverno	7	100		80		48		77		52		71		66		100		48	
	8	91	576	97	531	86	461	117	583	63	391	81	537	106	504	91	576	102	473
	9	384		355		327		389		276		385		331		384		323	
Primavera	10	659		590		514		799		511		564		490		659		571	
	11	807	2640	816	2567	791	2551	937	3621	765	2587	830	2812	945	2762	807	2640	1029	2873
	12	1174		1161		1246		1885		1312		1419		1327		1174		1273	
Verão	1	1725		1763		1832		1868		1831		1790		1767		1725		1851	
	2	1101	3914	1155	3926	1387	4292	1352	4320	1177	4117	1108	3769	1421	4263	1101	3914	1136	4143
	3	1088		1008		1073		1101		1110		871		1075		1088		1156	

Fonte: ANA (2019)

O fator K apresentou variação entre 0,009 a 0,028 T.ha.h/ha.MJ.mm (LIMA *et al.*, 2021, com duas classes conforme a classificação de Mannigel *et al.* (2002), a baixa e a alta. A BHCU apresenta as áreas de maior fragilidade quanto a erodibilidade situadas ao norte e nordeste da área. A classe média está desde o centro até o norte da área, associada aos Argissolos Vermelho e a classe baixa do centro ao sul, relacionada com os Latossolos Vermelho e os Planossolos Háplicos (Figura 3.4).



Fonte – Erodibilidade de Lima *et al.* (2021) e Solos (MATO GROSSO DO SUL, 1989).

Os IVDNs das estações foram classificados por meio da Quebra Natural de *Jenks* e todos apresentaram as classes de 1 a 5 padronizadas conforme as classes hierárquicas de Ross (1994) da fragilidade ambiental (Tabela 3.6). É importante destacar que cada estação apresentou uma variação particular de valores entre o mínimo e o máximo (amplitude), tornando assim, cada estação diferente

umas das outras; por isso, não se padronizou as classes a partir de valores pré-estabelecidos, mas pela quebra natural de *Jenks*. A cobertura vegetal proporciona a proteção do solo e controle do escoamento superficial e da perda de solo (CÂNDIDO *et al.*, 2014), desse modo, pode-se constatar que o efeito protetor não é uniforme ao longo do ano.

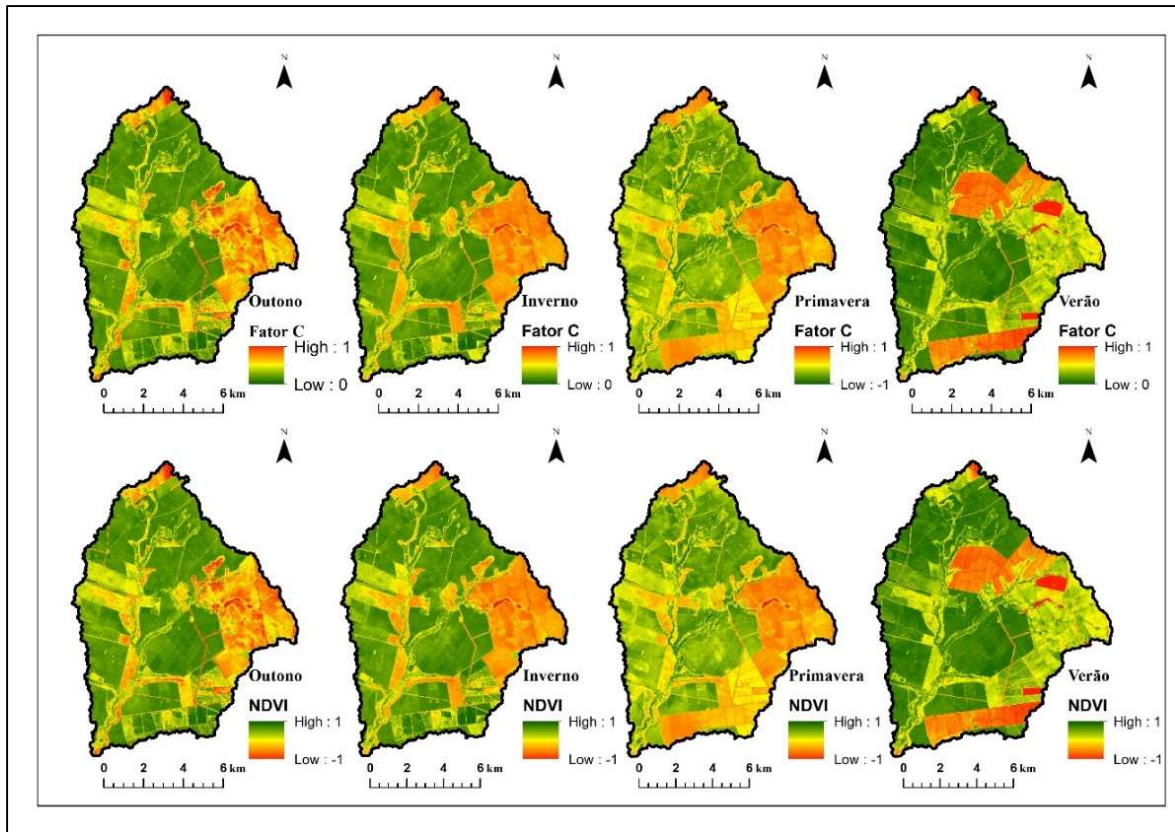
Tabela 3.6 - Intervalo da Quebra Natural de *Jenks* dos IVDNs classificados no padrão hierárquico de Ross (1994) na BHCU-MS.

	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4	Classe 5
Outono/2019	-0,3430 - 0,1079	0,1079 - 0,4381	0,4381 - 0,5637	0,5637 - 0,6846	0,5637 - 0,6846
Inverno/2019	-0,4278 - 0,0028	0,0028 - 0,3394	0,3394 - 0,4879	0,4879 - 0,6414	0,6414 - 0,8295
Primavera/2019	-0,3730 - -0,0287	-0,0287 - 0,2925	0,2925 - 0,4394	0,4394 - 0,5771	0,5771 - 0,7974
Verão/2020	-0,3043 - 0,0294	0,0294 - 0,3811	0,3811 - 0,5547	0,5547 - 0,6793	0,6793 - 0,8307

Fonte: Elaborado pelo autor.

Nas estações do outono e no verão os valores do IVDN foram os maiores, com a média de 0,64 (DP=0,13) e 0,60 (DP=0,17), provendo maior proteção do solo. O inverno e a primavera apresentaram os menores valores de IVDN, com média de 0,56 (DP=0,18) e 0,46 (DP=0,16), concedendo menor proteção do solo, principalmente na primavera.

Figura 3.5 - Distribuição espacial do fator C e do IVDN na BHCU-MS.



Fonte: Elaborado pelo autor.

O IVDN apresentou correlação negativa com o fator C, assim como constatado por Ferreira e Panagapoulos (2014), (Figura 3.5), pois quanto mais alto os valores do IVDN menores foram os do fator C, consequentemente menor a probabilidade de erosão e o contrário ocorre com os valores mais altos do fator C, com os mais baixos do IVDN.

O fator C, apoiado pelo IVDN, apresentou as diferenças da biomassa vegetal entre as estações, pois a cobertura vegetal no período do estudo pouco mudou em relação as classes de uso. Mas é importante apresentar a composição da vegetação da bacia hidrográfica para entender as diferenças da biomassa vegetal, em função das estações, registradas pelo IVDN.

O mapa de uso e cobertura da terra está distribuído em seis classes que juntas ocupam uma área de 99,45 km². Dentre as classes a que possui maior área é a silvicultura com 56,91 km² (57,22%) da BHCU (Figura 3.6 e Tabela 3.7).

Tabela 3.7 - Uso e cobertura da terra da BHCU-MS.

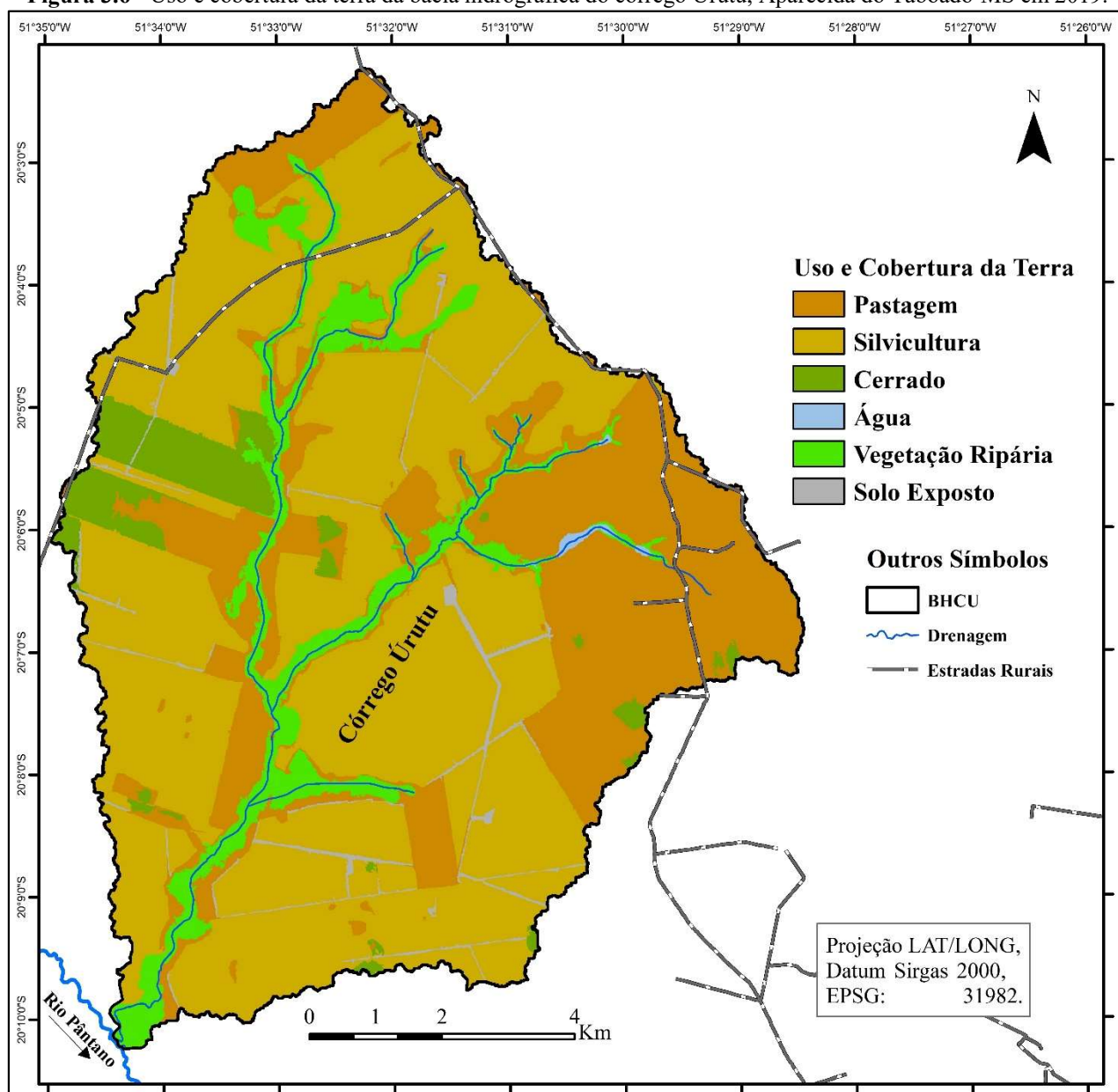
Classes	Área (km ²)	Área (%)
Pastagem	27,85	28,01

Silvicultura	56,91	57,22
Cerrado	4,56	4,58
Água	0,19	0,19
Vegetação Ripária	8,38	8,43
Solo Exposto	1,56	1,57
Total	99,45	100

Fonte: Elaborado pelo autor.

A pastagem ocupa 27,85 km² (28,01%) da área, apresenta maior ocorrência no nordeste da BHCU. A classe cerrado ocupa uma área relativamente pequena de 4,56 km² (4,58%), sendo encontrado em pequenas manchas dispersas entre a pastagem e a silvicultura. Apresenta uma área visualmente maior no noroeste, e está associado, a pequenas áreas de maior declividade.

Figura 3.6 - Uso e cobertura da terra da bacia hidrográfica do córrego Urutu, Aparecida do Taboado-MS em 2019.



Fonte: Elaborado pelo autor.

A classe água ocupa 0,19 km² (0,19%) da área total de estudo. Parte da área visível desta classe está localizada ao norte da área, onde há represamento de água em área circundada por pastagem.

A classe vegetação ripária está distribuída no entorno da drenagem e representa 8,38 km² (8,43%) da área da bacia. Esta classe desempenha um importante papel em manter a saúde dos cursos d'água funcionando como uma barreira de proteção e impedindo o aumento da temperatura da água, do aporte de sedimentos, entre outros (EGLER, 2007; NAIMAN; DÉCAMPS, 1997).

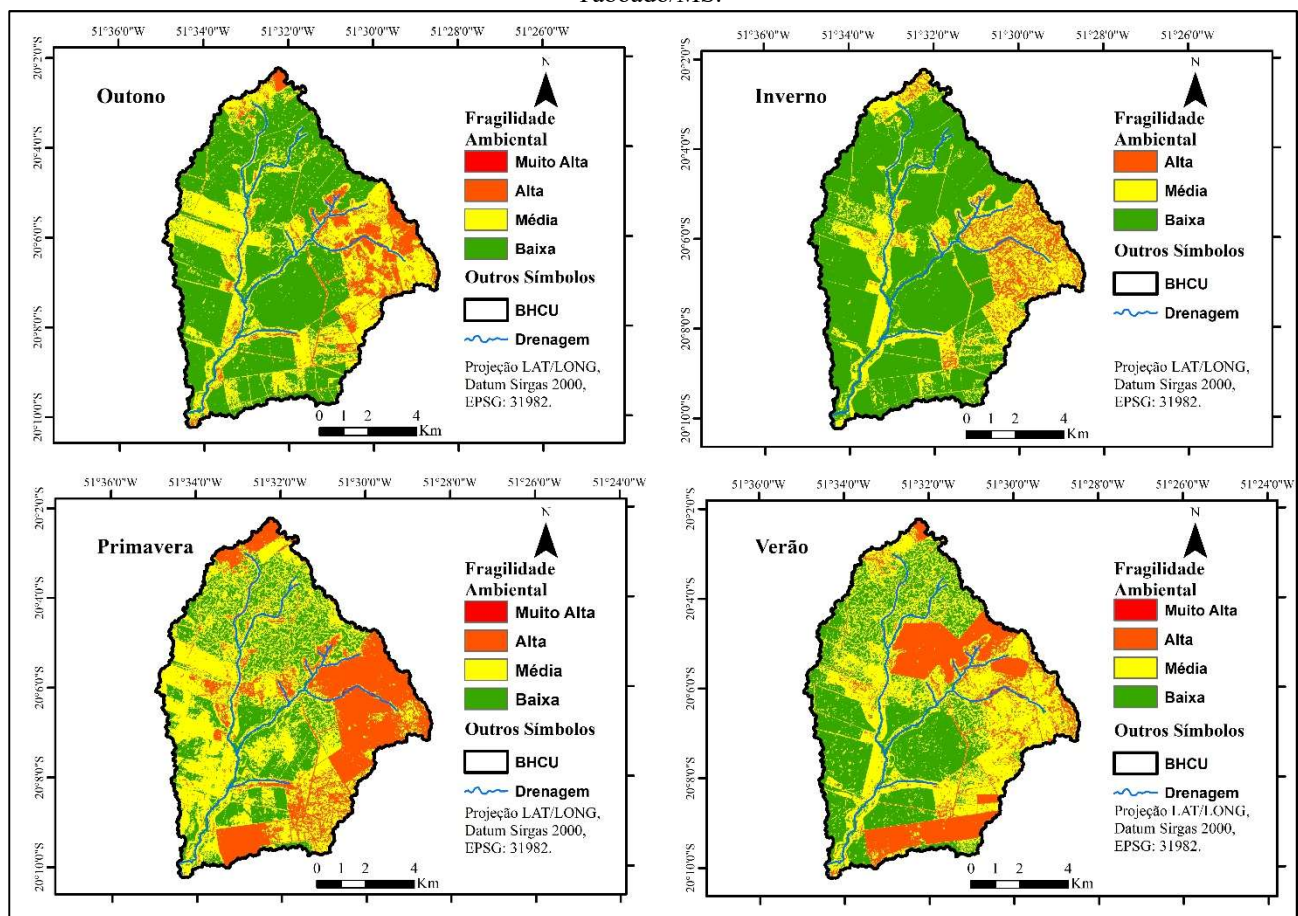
A classe solo exposto corresponde a praticamente todas as estradas que cortam a bacia, além, das caixas de retenção da água da chuva e das ruas que dividem os talhões da silvicultura, que foram em alguns lugares sucumbidos pelo sombreamento entre os talhões. Esta classe apresentou ocupação em 1,56km² da área da bacia.

3.2.1 Fragilidade ambiental sazonal

A fragilidade ambiental de forma sazonal revelou diferentes estruturas temporais e espaciais na BHCU em função da sazonalidade, o que possibilitou avaliar condições sazonais antes não reveladas em trabalhos que abordam esta temática (BACANI *et al.*, 2015; FRANÇA, 2018; ASCIUTTI, 2019; COSTA, 2020; SOUZA *et al.*, 2020).

Os resultados apresentaram que para cada estação, foram identificadas quatro classes de fragilidade ambiental, como pode ser observado na Figura 3.7.

Figura 3.7 - Mapa da fragilidade ambiental sazonal da BHCU do outono de 2019 ao verão de 2020 – Aparecida do Taboado/MS.

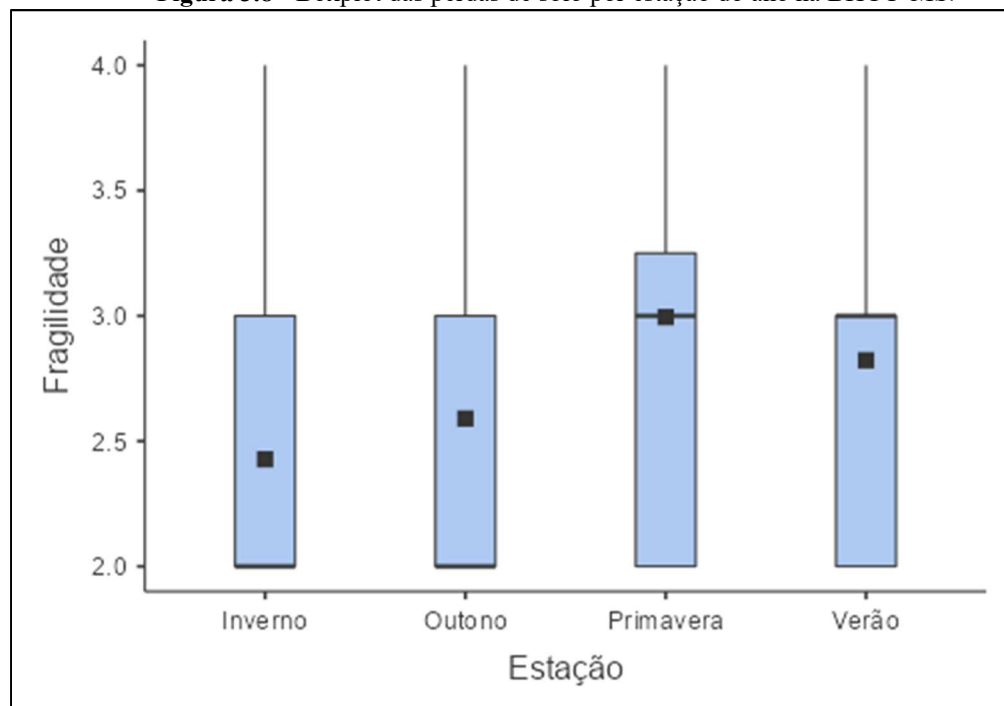


Fonte: Elaborado pelo autor.

O mapeamento da fragilidade ambiental sazonal apresentou diferentes comportamentos ao longo das quatro estações (outono, inverno, primavera e verão), reflexo das combinações das variáveis componentes deste modelo, resultando em um produto sobre a influência da sazonalidade.

Conforme apresentado nas Figuras 3.6 percebe-se que a há diferença na dinâmica do resultado do modelo aplicado da fragilidade ambiental em função da distribuição espacial das classes de fragilidade. A distribuição das classes de fragilidade revelou que há proximidade entre o outono e o inverno, diferentemente do observado nas demais estações (Figura 3.8), pois, no geral, estatisticamente o modelo apresentou diferenças significativas com $p < 0,05$.

Figura 3.8 - Boxplot das perdas de solo por estação do ano na BHCU-MS.



Fonte: Elaborado pelo autor.

A Tabela 3.8 apresenta o teste de comparação pareada de Dwass – Stell – Critchlow – Fligner entre a fragilidade por estação, evidenciando diferenças significativas ($p < 0,05$) entre todas as estações (Outono-Inverno; Outono-Primavera; Outono-Verão; Inverno-Primavera; Inverno-Verão; Primavera-Verão).

Tabela 3.8 - Teste de comparação por par das estações sobre os dados da RUSLE de Dwass – Stell – Critchlow – Fligner, na BHCU-MS.

Comparação estações		W	p
1 - Outono	2 - Inverno	1.36	0,003
1 - Outono	3 - Primavera	17.63	<0,001

Comparação estações		W	p
1 - Outono	4 - Verão	12.63	< 0,001
2 - Inverno	3 - Primavera	16.00	< 0,001
2 - Inverno	4 - Verão	11.09	< 0,001
3 - Primavera	4 - Verão	-4.82	0,004

Fonte: Elaborado pelo autor.

A Tabela 3.9 e a Figura 3.9 demonstram quantitativamente a distribuição das classes de fragilidade ambiental, tendo não detectado a classe muito baixa em nenhuma das estações.

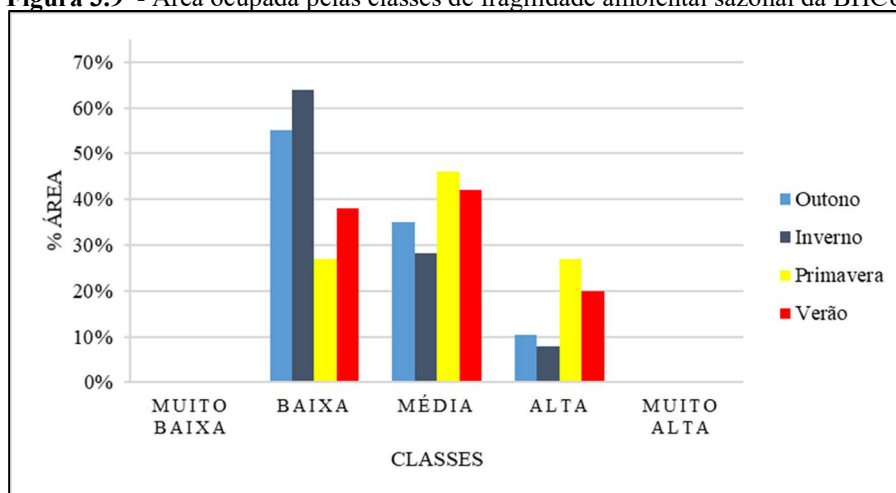
A classe baixa, apresenta-se em todas as estações tendo suas maiores representações de área no inverno (64%) e no outono (55%), com distribuição em praticamente toda a bacia, sobretudo em áreas ocupadas pela vegetação natural e silvicultura. A ocorrência desta classe nestas estações é em função de suas características, pois no outono a cobertura vegetal ainda apresenta índice elevado de biomassa, embora já haja o declínio no volume da precipitação. No inverno há uma redução maior da biomassa vegetal, em função da disponibilidade de água no sistema, e a associação da queda no volume da precipitação corroboram no aumento da espacialização da classe baixa.

Tabela 3.9- Área ocupada por classe de fragilidade ambiental sazonal da BHCU-MS.

Classes de Fragilidade	Outono		Inverno		Primavera		Verão	
	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%
1 – Muito Baixa	0	0%	0	0%	0	0%	0	0%
2 – Baixa	54,49	55%	63,54	64%	26,52	27%	37,61	38%
3 – Média	34,44	35%	28,06	28%	45,88	46%	41,38	42%
4 – Alta	10,47	11%	7,85	8%	26,97	27%	20,37	20%
5 – Muito alta	0,05	0%	0	0	0,08	0%	0,09	0%
Total	99,45	100%	99,45	100%	99,45	100%	99,45	100%

Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 3.9 - Área ocupada pelas classes de fragilidade ambiental sazonal da BHCU.



Fonte: Elaborado pelo autor.

A classe média da fragilidade ambiental apresenta-se em todas as estações, atingindo maior incidência na primavera, preenchendo aproximadamente 46% da área da bacia em regiões com pastagem e silvicultura, e seguida do verão (42%), outono (35%) e inverno (28%). Brito *et al.* (2020) e Trombeta *et al.* (2014) também detectaram a ocorrência da classe média sobre estas classes de uso. O uso e cobertura da terra (IVDN) e a precipitação são muito importantes na diferenciação detectada entre as classes da fragilidade, pois apresenta dinâmica temporal diferenciada em função da disponibilidade de água no solo, variação de temperatura e das práticas de manejo (FERREIRA e PANAGOPOULOS, 2014). Outro detalhe é que esta classe nas estações do outono e do inverno está muito restrita as áreas de pastagem, sendo esta classe de uso a primeira a apresentar os sinais de queda foliar (estresse hídrico), conforme a disponibilidade da água no sistema. E a redução da biomassa vegetal afeta a proteção do solo aumentando a fragilidade no desenvolvimento de processos erosivos (STATHOPOULOS *et al.*, 2017).

A classe média, assim como em outros trabalhos que utilizaram a sobreposição ponderada em bacias hidrográfica no Mato Grosso do Sul, também se mostrou com maior distribuição espacial em áreas de pastagens (PIRES *et al.*, 2015; SILVA e BACANI, 2017; ABRÃO e BACANI, 2018; SILVA *et al.*, 2022). Outros trabalhos registraram não apenas as áreas de pastagens como também as de silvicultura (CUNHA e BACANI, 2016; VICK *et al.*, 2021), estes, por sua vez, exibiram influência dos pesos adotados para as classes de uso e cobertura da terra, já pré-estabelecidos na literatura, sendo que a atribuição de valores fixos pode colaborar em uma análise incongruente da paisagem (LIRA, FRANCISCO, FEIDEN, 2022). E no presente estudo, os pesos das classes de uso foram ponderados pela quebra natural de Jenks a partir dos valores sazonais obtidos pelo IVDN.

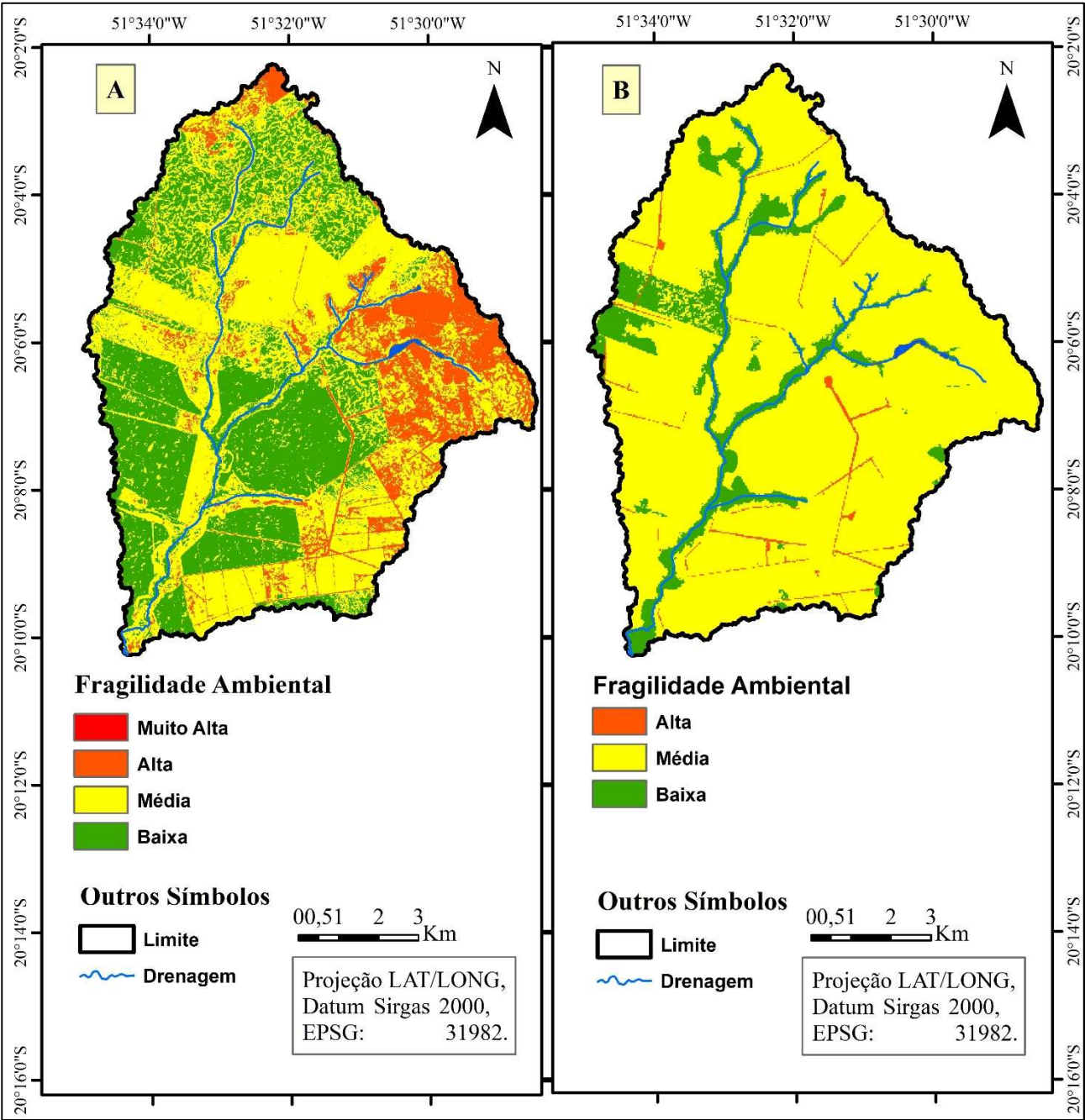
As áreas classificadas com a classe alta da fragilidade ambiental apresentaram maior extensão espacial na primavera e no verão com 27% e 20% da área da bacia e estão muito agrupadas na região norte, nordeste e sul, sobre os usos pastagem, solo exposto e em área de silvicultura colhida. Valle, Francelino e Pinheiro (2016) no estudo da fragilidade ambiental apontaram que as áreas que tiveram retirada considerável da cobertura vegetal resultaram em instabilidade do solo, sendo ao final classificadas nas classes alta e muito alta. Vital *et al.* (1999) observaram que em uma bacia hidrográfica com declividade média 19,6%, sobre a silvicultura de eucalipto e Argissolo Vermelho-Amarelo álico Tb A moderado textura média/argilosa, que a estimativa da perda de solo dobrou de valor no primeiro ano após a colheita da madeira, mas, ainda sim, foi menor que de usos mais intensos do solo, como na agricultura.

A classe muito alta se apresenta em três estações, com pequena distribuição espacial no verão (menos de 1% da área), no outono e na primavera que corresponde a aproximadamente 1% do total da bacia, sendo que em ambas as estações esta classe se restringe a um mesmo local variando apenas na extensão espacial, sobre as margens da rede de drenagem.

Na primavera e no verão há o aumento gradual do volume da precipitação, em especial ao norte da área onde os volumes são maiores, contribuindo para o aumento potencial da erosividade, que coincide com área de maior taxa de erodibilidade, tornando-a frágil ao desenvolvimento de processos erosivos. Por outro lado, a cobertura vegetal, que tem a funcionalidade de minimizar o impacto da erosividade de acordo com a densidade da vegetação (VALLE, FRANCELINO e PINHEIRO, 2016; BELATO, SERRÃO e DIAS, 2019), atuou de modo a atenuar a potencialidade erosiva da área.

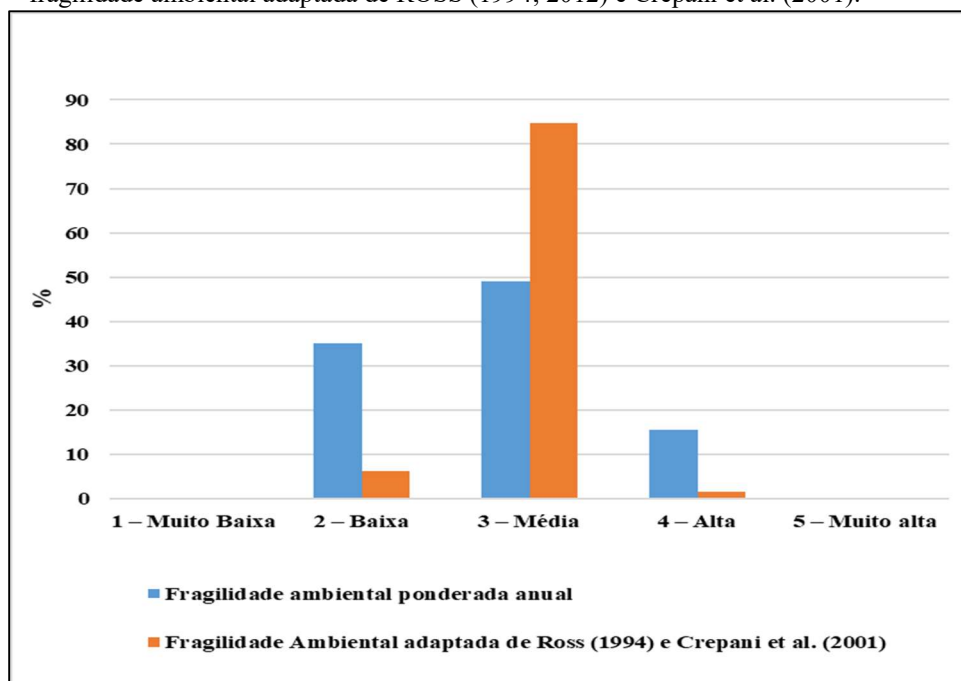
Na fragilidade ambiental anual, estabelecida a partir da média ponderada das estações, e na fragilidade ambiental adaptada de ROSS (1994) e Crepani et al. (2001) a classe muito baixa, assim como nas sazonais, não foi identificada.

Figura 3.10 - Fragilidade ambiental da BHCU-MS: A) fragilidade ambiental ponderada sazonalmente; B) fragilidade ambiental adaptada de ROSS (1994) e Crepani et al. (2001).



Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 3.11 - Área ocupada pelas classes de fragilidade: A) fragilidade ambiental ponderada sazonalmente; B) fragilidade ambiental adaptada de ROSS (1994; 2012) e Crepani et al. (2001).



Fonte: Elaborado pelo autor.

A classe baixa, no modelo A, apresenta-se em 35,21% (35,01km²) da área total da BHCU (Tabela 3.10), e está restrita às áreas de vegetação natural e principalmente na silvicultura, com distribuição espacialmente mais homogêneas sobre as áreas de menor índice de erodibilidade, recobertas por latossolo. No modelo B, a classe baixa está restrita às áreas de vegetação natural com 6,08% (6,05km²), (Tabela 3.8).

Tabela 3.8 - Área ocupada por classe de fragilidade ambiental sazonal na BHCU-MS.

Classes de Fragilidade	Fragilidade Ambiental anual		Fragilidade tradicional	
	km ²	%	km ²	%
1 – Muito Baixa	0,00	0%	0,00	0,00%
2 – Baixa	35,01	35,21%	13,40	13,47%
3 – Média	48,92	49,19%	84,68	85,15%
4 – Alta	15,43	15,52%	1,37	1,37%
5 – Muito alta	0,08	0,08%	0,00	0%
Total	99,45	100%	99,45	100

Fonte: Elaborado pelo autor.

A classe média é predominante em ambos os modelos, ocupando no modelo A aproximadamente 49,5% (49 km²), e no modelo B, 85,15% (84,68km²). No modelo A está distribuída praticamente em toda a BHCU, destacando-se sobre as áreas de silvicultura colhida e das pastagens

remanescentes às bordas da vegetação ciliar, bem como nas áreas de Cerrado. Já no modelo B, está distribuída também em toda a bacia, porém, em todas as áreas de silvicultura, em decorrência da atribuição de peso de acordo com Ross (1994), não houve consideração ou sensibilidade do modelo para o devido registro da biomassa vegetal.

A classe alta no modelo A está distribuída em 15,52% (15,43 km²) e praticamente concentrada sobre as áreas de pastagens a norte e nordeste da BCHU e nas áreas de solos expostos, identificadas como estradas e ou divisão de talhões. Já no modelo B se restringe apenas as estradas. Esta diferença entre os modelos na detecção de áreas de solo exposto está relacionada a influência do IVDN aplicada no modelo A.

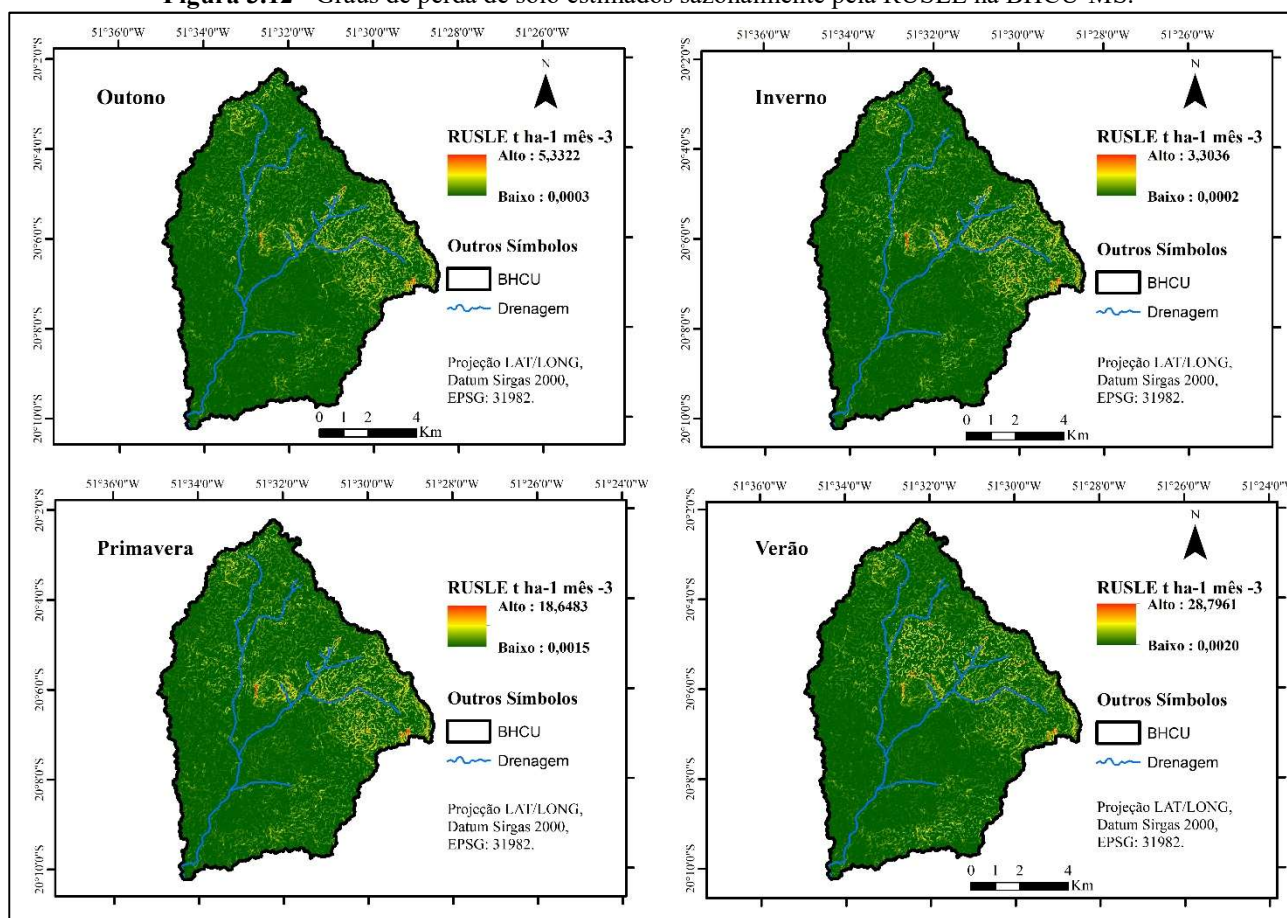
A classe muito alta, ocorreu apenas no modelo A no nordeste da BHCU, às margens da represa, ocupando 0,08% (0,08 km²) da área total.

Na análise sazonal da fragilidade ambiental (Modelo A), as áreas colhidas começaram a se destacar na primavera e no verão como alta fragilidade, enquanto que na anual (modelo A) estas áreas predominaram associadas à classe média, sendo isso resultado da composição do outono e do inverno que ainda continham vegetação. Já no modelo B, além destas áreas do modelo A, outras áreas foram incluídas devido a sensibilidade do modelo como as silviculturas, as quais também apresentaram a classe média. Assim, modelos sazonais da fragilidade e modelo anual (modelo A), demonstraram maior sensibilidade a perda de solo, apresentando a influência da condição da cobertura vegetal (IVDN) em função da sazonalidade (precipitação). Desse modo, constatou-se o vultoso efeito da biomassa vegetal na interceptação da precipitação, por meio do IVDN.

3.2.2 Perda de solos sazonal

A partir do conjunto de variáveis componentes da RUSLE foi possível estimar a taxa de perda de solo por estação do ano, cuja distribuição espacial pode ser observada na Figura 3.12.

Figura 3.12 - Graus de perda de solo estimados sazonalmente pela RUSLE na BHCU-MS.



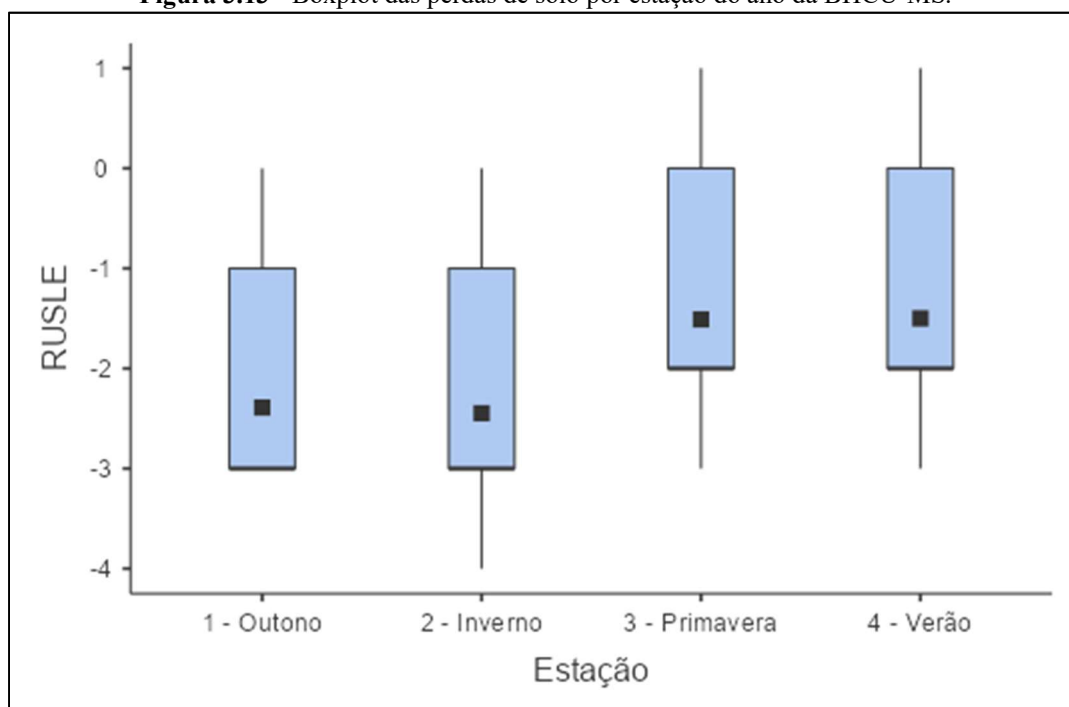
Fonte: Elaborado pelo autor.

O mapeamento da estimativa da perda de solo apresenta variações ocorridas ao longo das estações (VAN LEEUWEN e SAMMONS, 2003; FERREIRA e PANAGAPOULOS, 2014). A estimativa da perda de solo no outono foi entre 0,0003 a 5,33 t ha⁻¹ mês⁻³, no inverno entre 0,0003 a 3,30 t ha⁻¹ mês⁻³, na primavera entre 0,0015 a 18,65 t ha⁻¹ mês⁻³ e no verão entre 0,0020 a 28,79 t ha⁻¹ mês⁻³ (Figura 3.12).

As estações como menor índice de erosividade, como o outono e o inverno também apresentaram os menores valores médios de perda de solo 0,07683 t ha⁻¹ mês⁻³ e 0,0569 t ha⁻¹ mês⁻³. Na primavera e no verão observou-se as maiores taxas de perda de solo, cujas médias apresentaram, respectivamente, 0,3733 t ha⁻¹ mês⁻³ e 0,4393 t ha⁻¹ mês⁻³.

Conforme apresentado na Figura 3.12 e os valores apresentados anteriormente da perda de solo, percebe-se que há diferença entre as estações, e a distribuição dos dados das estações também resultaram nesta mesma dinâmica (Figura 3.13).

Figura 3.13 - Boxplot das perdas de solo por estação do ano da BHCU-MS.



Fonte: Elaborado pelo autor.

A avaliação sazonal apresentou diferença significativa, com $p < 0,05$, e a Figura 3.13 revela que há similaridade nos valores de perda de solo observados nas estações formando dois grupos distintos: o primeiro, Outono-Inverno, e o segundo, Primavera-Verão. Na comparação pareada (Tabela 3.9) entre as perdas de solo por estação foi evidenciado que existem diferenças significativas ($p < 0,01$) entre todas as estações (Inverno-Primavera; Inverno-Verão; Outono-Primavera; Outono-Verão), exceto entre Outono e Inverno ($p < 0,868$), e Primavera e Verão ($p < 0,999$).

A comparação pareada demonstrou que entre os pares inverno-outono e primavera-verão não houve variações significativas, por conta das características semelhantes entre os pares, mas com valores de significância maior no segundo par, afirmando ainda mais a similaridade entre os dados. O contrário é observado entre inverno-primavera, inverno-verão, outono-primavera e outono-verão os quais são pares compostos por estações com características muito distintas uma das outras, como por exemplo a cobertura vegetal (IVDN) e a erosividade.

Tabela 3.9 – Teste de comparação por par das estações sobre os dados da RUSLE de Dwass – Stell – Critchlow – Fligner na BHCU-MS.

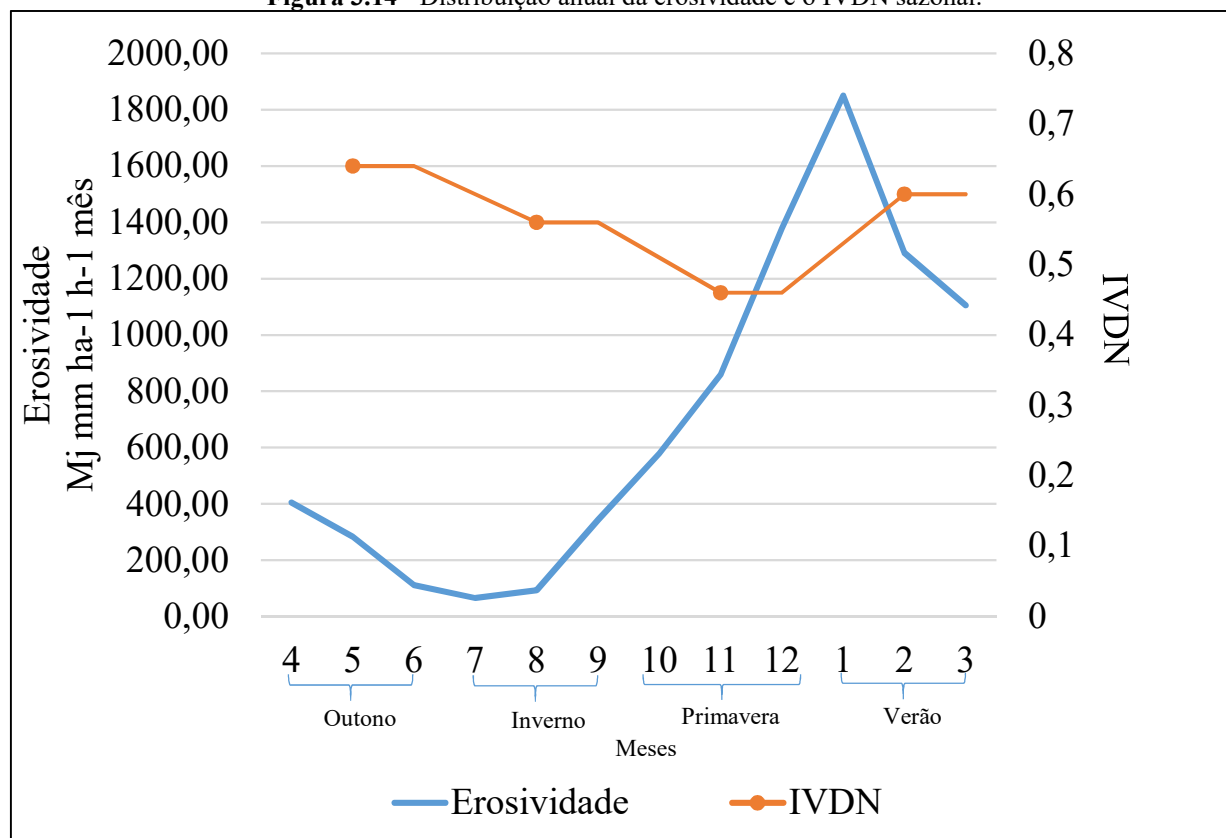
Comparação estações		W	p
Inverno	Outono	-1,05	0,868
Inverno	Primavera	21,18	<0,001

Comparação estações		W	p
Inverno	Verão	21,10	< 0,001
Outono	Primavera	21,30	< 0,001
Outono	Verão	21,23	< 0,001
Primavera	Verão	-1,99	0,999

Fonte: Elaborado pelo autor.

O INVD e a erosividade das chuvas são fatores que melhor representam os períodos críticos e também a importância da variação (mudança) de cada estação (Figura 3.14).

Figura 3.14 - Distribuição anual da erosividade e o IVDN sazonal.



Fonte: Elaborado pelo autor.

No outono a cobertura vegetal se apresenta em níveis máximos de biomassa vegetal dentre as estações e menor erosividade em relação a primavera e o verão, o que certifica a minimização da perda de solo. O inverno também apresenta níveis baixos de perda de solo (Figura 3.13), em função da menor erosividade detectada entre as estações, embora já exiba menor densidade de cobertura vegetal.

A primavera é a estação que apresenta o menor índice de biomassa vegetal (0,46) e o aumento elevado dos níveis de erosividade, visto que é marcado pelo início do ciclo chuvoso, o que potencializa a ampliação da perda de solo (Figura 3.13). Destaca-se que estas duas características quando associadas aos níveis elevados de erodibilidade, LS e falta de práticas conservacionistas caracterizam um cenário colaborativo para aumento das taxas de perda de solo.

Já se esperava que o verão resultasse em maiores taxas de perda de solo em relação a todas as estações, em função da contribuição das características climáticas do Cerrado. Pois, entre os meses de maio a outubro (outono e inverno), há um decréscimo de água no sistema, causando estresse hídrico, em consequência disso, há a formação de uma camada de serrapilheira (INKOTTE *et al.*, 2022), que tem a função de diminuir a perda de água pelas plantas e contribuir na retenção da umidade no solo. Oliveira *et al.* (2015b), em estudos sobre área de cerrado intocado, detectou que a quantidade de material orgânico depositado sobre o solo, desde o final do outono a primavera, contribui para o aumento da retenção da umidade e proteção do solo; entretanto no verão, os processos de decomposição tendem a ocorrer mais rápidos em função do aumento da temperatura e da umidade, diminuindo a proteção do solo.

No verão, tanto a erosividade quanto o IVDN apresentaram as maiores taxas (Figura 3.14) em relação a primavera, no entanto é importante destacar que provavelmente o resultado da perda de solo no verão tenha influência também das áreas de silvicultura colhida, pois o que se observa sobre estas áreas, é que houve um aumento na taxa da perda de solo sobre estas, não observada anteriormente na primavera. As evidentes relações observadas entre os valores de IVDN com as taxas sazonais de perda de solo revelam a eficácia deste no monitoramento de perda de solo.

Almagro *et al.* (2019) observaram que o fator C obtido por meio do escalonamento do IVDN, sugerido por Colman *et al.* (2018), foi mais adequado que os valores encontrados na literatura, para a bacia hidrográfica do córrego Guariroba no Mato Grosso do Sul. Apontaram também que o fator C obtido pelo cálculo de van der Knijff *et al.* (1999) superestimou os valores médios para as classes de uso pastagem, eucalipto e cerrado, diferentemente do observado por Colman *et al.* (2018), aplicado para regiões tropicais, sendo ambos os cálculos do fator C obtidos por meio da extensão do GISus-M (OLIVEIRA *et al.*, 2015).

Ferreira e Panagopoulos (2014) utilizaram o IVDN aplicando a fórmula de van der Knijff *et al.* (1999) para determinar a cobertura vegetal no estudo de perda de solo e observaram que o outono no clima temperado (outubro, novembro, dezembro), foi a estação que apresentou maior perda de solo para uma área experimental em Portugal. Período esse, de acordo com o trabalho, caracterizado

por baixa cobertura vegetal e alta erosividade (precipitação elevada), para região europeia, cujos valores obtidos no fator C representaram bem o observado no campo. Panagos *et al.* (2011) também observaram alta erosão do solo principalmente durante os meses de outubro e novembro (outono) na bacia hidrográfica do Rio Strymonas (Europa).

As áreas de pastagens apresentam em geral maiores índices de perda de solo em todas as estações ocorrendo o mesmo sobre a fragilidade ambiental. É interessante ressaltar que esta classe de uso está inserida em uma área da BHCU que apresenta o índice de erodibilidade mais elevado (LIMA *et al.*, 2021) e, sobretudo, assentado sobre Argissolo.

Oliveira *et al.* (2013) detectaram que em Argissolo com declividade suave e ocupados por eucaliptos, em estágio de desenvolvimento mais avançados (mais velhos), contribuíram com a redução da perda de solo, sendo o mesmo encontrado em Lima (1996). Lanza (2015) também observou que a perda de solo foi menor em área ocupada por eucalipto sobre solos dos tipos como Argissolo, Neossolo e Cambissolo. Já as áreas ocupadas pela silvicultura em Latossolos, na BHCU, também apresentaram valores baixos de perda de solo, assim como em Cândido *et al.* (2014) que realizaram a pesquisa em uma área experimental na cidade de Três Lagoas da qual também faz parte do Território Rural do Bolsão.

Nas áreas de vegetação natural, cerrado e vegetação ripária, os valores da perda de solo, no geral, também apresentam valores baixos. Outros trabalhos como os Colman *et al.* (2018) detectaram valor baixo na média anual da perda de solo ($1,67 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) em área de baixa declividade sobre cerrado não perturbado; Oliveira *et al.* (2015b) encontraram um valor de média baixo, $0,1 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, também em área de Cerrado não perturbado; Bruijnzeel (2004) com estudos da perda de solo em áreas de florestas tropicais encontrou a média de $0,3 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. E as Florestas de vegetação nativa são reconhecidas pelo maior desempenho na proteção do solo (KOULI *et al.*, 2009; OLIVEIRA, *et al.*, 2013).

A cobertura vegetal também exerce um dos papéis fundamentais na proteção do solo, pois a precipitação interceptada pelas folhas da vegetação minimiza a energia potencial da água (CÂNDIDO *et al.*, 2014; VALLE, FRANCELINO e PINHEIRO, 2016), tanto que menores índices de perda de solo já foram detectados em área de maior cobertura vegetal (MANCINO *et al.*, 2016) e a densidade da cobertura vegetal também apresenta influência na proteção do solo (BERTONI e LOMBARDI NETO, 1999).

A declividade é uma importante componente física que está diretamente ligada ao escoamento superficial da água, consequentemente na perda de solo (OLIVEIRA *et al.*, 2007) e na BHCU a baixa

declividade se sobressai e contribui para maior infiltração de água no solo e menor escoamento superficial.

A associação dos fatores topográficos, menos elevados, com os níveis mais altos da densidade da cobertura vegetal resulta em menor desenvolvimento do risco a erosão do solo (PRASANNAKUMAR *et al.*, 2011). A combinação das características geomorfológicas, o adensamento elevado da cobertura vegetal e o acúmulo da serrapilheira, em função do avançado desenvolvimento da silvicultura, são características da BHCU, que corroboraram para a dissipação do potencial da força cinética da água (MARTINS *et al.*, 2010), consequentemente contribuem na redução da erosão do solo.

O mapeamento da perda de solo anual, gerado a partir do somatório das estações, apresentou média de $0,9471 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (Figura 3.15), valor este acima do detectado sazonalmente. Apresentou maior concentração de perda de solo sobre as áreas de pastagem e silvicultura colhida que estão assentadas sobre a região de índice elevado de erodibilidade e assentado também sobre Argissolo, apontando que a taxa da perda de solo mostrou dependência das características locais da BHCU.

Na BHCU há predomínio das classes Ligeiramente Leve e a Leve Moderada com 85,05 % e 11,36%, respectivamente da área total da perda de solo, conforme Tabela 3.10.

Tabela 3.10 - Classificação da perda de solo conforme Beskow (2009).

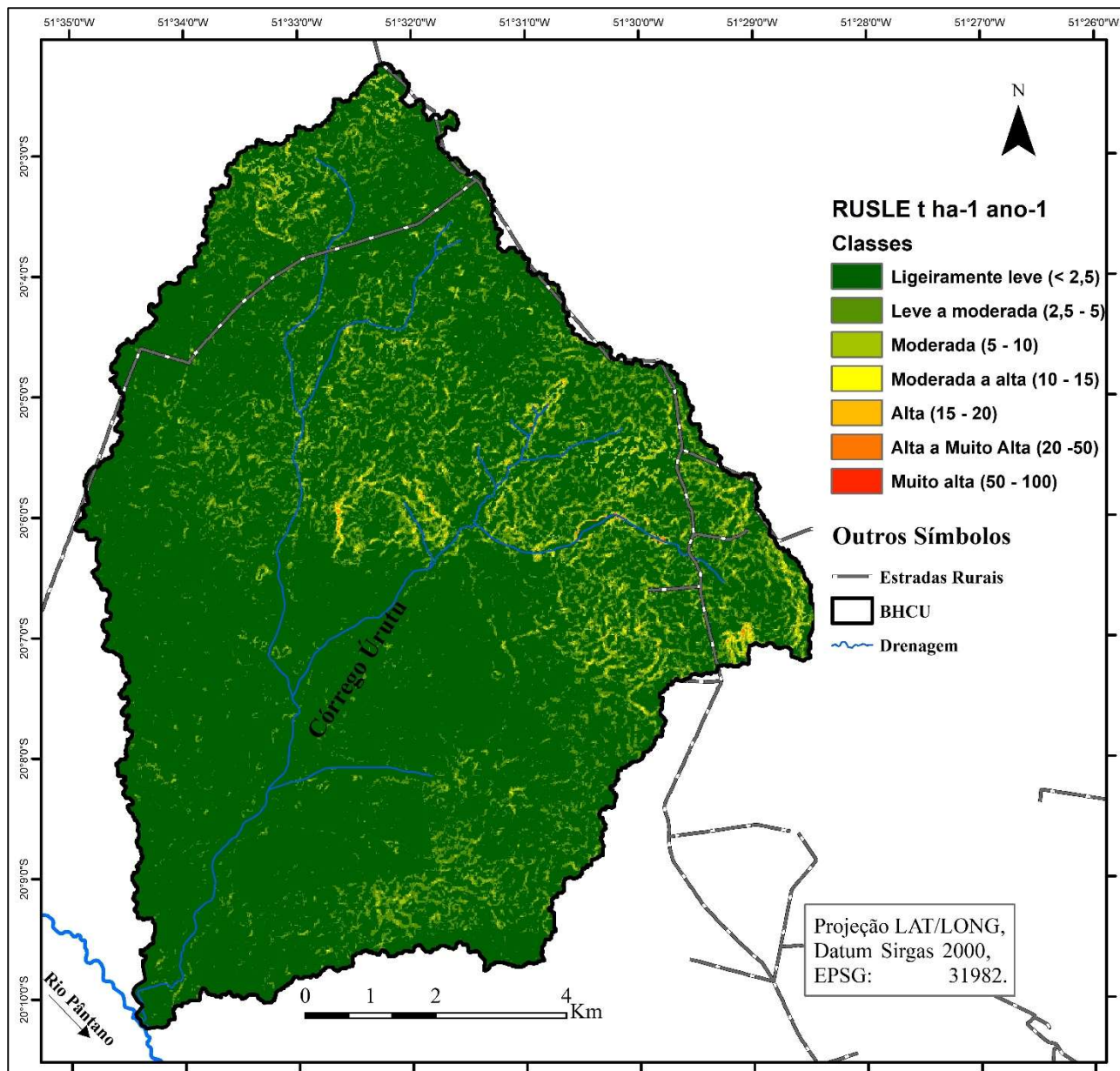
Classe de perda de solo	Área (km ²)	Área (%)	Média t ha ⁻¹ ano ⁻¹	SD
Ligeiramente leve (< 2,5)	84,58	85,05	0,28	0,65
Leve a moderada (2,5 - 5)	11,30	11,36	3,77	0,74
Moderada (5 - 10)	3	3,02	6,69	1,32
Moderada a alta (10 - 15)	0,43	0,43	11,71	1,38
Alta (15 - 20)	0,8	0,08	16,97	1,42
Alta a Muito Alta (20 -50)	0,5	0,06	25,37	5,83
Muito alta (50 - 100)	-	-	-	-
Extremamente alta (>100)	-	-	-	-

Fonte: Beskow (2009).

As menores estimativas médias de perda de solo foram detectadas sobre as classes de uso e cobertura da terra como a vegetação ripária ($1,05 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) e cerrado ($1,03 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), bem como apresentado em outros trabalhos (OLIVEIRA *et al.*, 2015; CUNHA *et al.*, 2017; CUNHA *et al.*, 2022). A silvicultura, dentre todas as classes de uso, apresentou a menor estimativa da perda de solo ($0,66 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), esta redução pode estar relacionada a idade da monocultura, pois como ressaltado por Martins *et al.* (2010) e Oliveira *et al.* (2013) quanto mais velho o ciclo da monocultura maior é a

copa e acúmulo de serrapilheira, resultando em menor perda de solo em função, principalmente, da área que intercepta a precipitação.

Figura 3.15 - Mapeamento da perda de solo anual a partir do somatório das estações da BHCU, Aparecida do Taboado - MS.



Fonte: Elaborado pelo autor.

As estimativas da perda de solo também ficaram abaixo da tolerância da perda de solo, conforme apresentado na Tabela 3.11.

Tabela 3.11 - Tipos de solo e tolerância da perda de solo.

Tipo de solo	Perda de solo (t ha⁻¹ ano⁻¹)	Tolerância (t ha⁻¹ ano⁻¹)
Argissolo vermelho textura média	1,39	9,04
Latossolo vermelho textura média	0,59	12,26
Planossolo Háplico textura média/arenosa	0,48	5,74

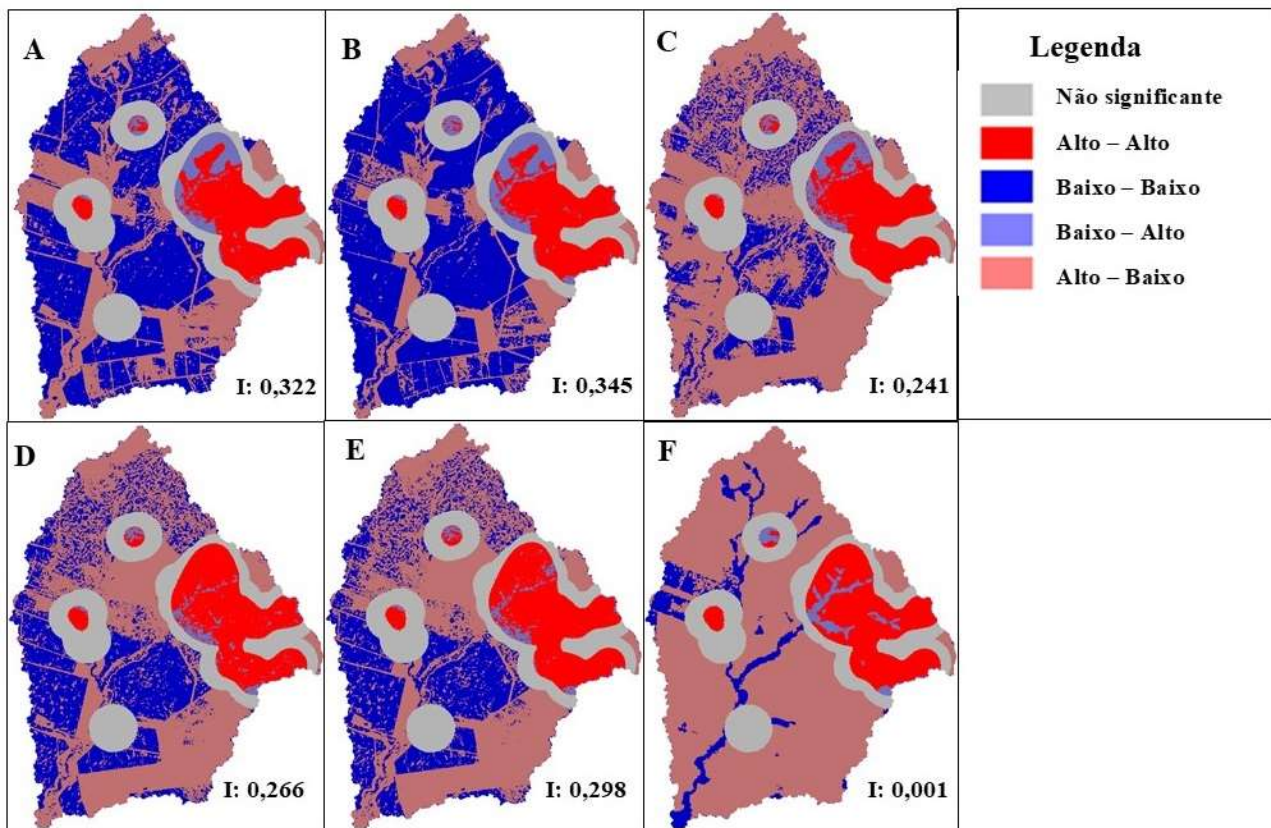
Fonte: tolerância da perda por tipo de solo: Argissolo (PVe) e Latossolo (LVd) de acordo com Lima *et al.* (2019); Planossolo (SX) de Mannigel *et al.* (2002).

3.2.3 Validação dos modelos sazonais da fragilidade ambiental e RUSLE com os pontos de erosão

Os valores de Moran Local (I) nos modelos da fragilidade ambiental apresentaram autocorrelação espacial positiva nas áreas de pastagem (alto-alto) e de silvicultura (baixo-baixo) na BCHU, que resultaram em valores de Moran no Outono de 0,322, no Inverno de 0,345, na primavera de 0,241, no verão de 0,266 e na anual de 0,298, a partir da sobreposição ponderada das estações, e na fragilidade ambiental adaptada de Ross (1994) e Crepani *et al.* (2001) de 0,001.

De modo geral, quanto maior os valores do índice maior é a dependência espacial entre os modelos sazonais e os pontos de erosão, expressados pelos agrupamentos (alto-alto e baixo-baixo). Na distribuição, os agrupamentos alto-alto expressam a dependência espacial entre as classes mais sensíveis da fragilidade à erosão com os pontos de erosão; o contrário é observado no agrupamento baixo-baixo, que expressa as áreas de menor potencial a erosão e também as áreas de menor ou sem ocorrência de pontos de erosão. Isso se deve à dependência espacial, pois os valores médios entre os vizinhos são semelhantes, proporcionando a autocorrelação espacial.

Figura 3.16 - Autocorrelação espacial fragilidade ambiental e pontos de erosão.

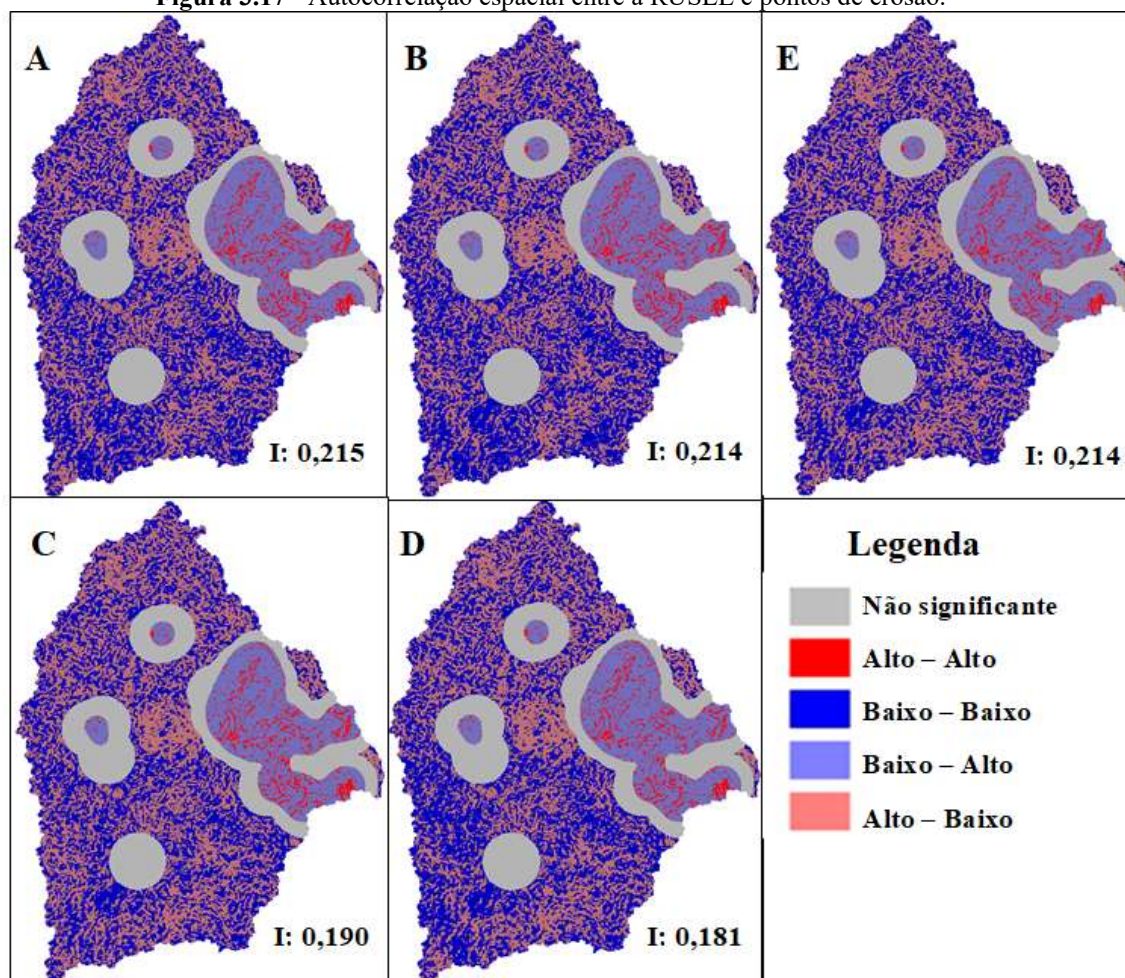


Fonte: A - outono; B - inverno; C - primavera; D - verão; E - Anual e F - Fragilidade ambiental (ROSS, 1994; CREPANI et al., 2001); I - Índice de Moran Local.

A autocorrelação positiva entre os modelos da fragilidade ambiental e os pontos de erosão é marcada pela similaridade dos valores médios entre os vizinhos como nos resultados das áreas de silvicultura (cor azul) e principalmente nas áreas de pastagem (cor vermelha) ao norte da BHCU; os demais agrupamentos de Moran (baixo-alto e alto-baixo) indicaram que as variáveis apresentam valores distintos uns dos outros e ou em transição entre os padrões espaciais (RAMOS, 2014; LUZARDO; CASTAÑEDA FILHO; RUBIM, 2017).

Nos modelos da RUSLE, o índice de Moran apresentou valores de autocorrelação positiva no outono de 0,215, no inverno de 0,214, na primavera de 0,190, no verão de 0,181 e na anual de 0,214, a partir do somatório das estações. Na RUSLE os valores de Moran foram mais baixos que a fragilidade ambiental, em função da heterogeneidade espacial da distribuição da estimativa da perda de solo, refletindo maior sensibilidade em determinadas áreas BHCU a perda de solo.

Figura 3.17 - Autocorrelação espacial entre a RUSLE e pontos de erosão.



Fonte: A - outono; B - inverno; C - primavera; D - verão e E - Anual; I - Índice de Moran Local.

A autocorrelação positiva observada entre os dois modelos (RUSLE e fragilidade ambiental) e os pontos de erosão, revelaram relações espaciais concentradas e significativas entre as áreas de pastagem e silvicultura.

3.3 Conclusões

A composição deste modelo da fragilidade ambiental utilizando as variáveis erodibilidade, erosividade e o IVDN foram essenciais na composição da fragilidade ambiental e em conjunto com a RUSLE refletiram no aperfeiçoamento do monitoramento ambiental sobre o olhar sazonal.

A análise sazonal permitiu observar que a fragilidade ambiental possui variações, assim como a estimativa da perda de solo (RUSLE), que colaborou na mensuração dos valores sobre toda a bacia, tornando a análise sazonal uma condição importante no planejamento. Adicionalmente, os modelos sazonais da fragilidade ambiental e RUSLE apresentaram autocorrelação espacial com os pontos de

verdade terrestre (pontos de erosão), validando os modelos. Os modelos sazonais e anuais revelaram correspondência entre as áreas de maior fragilidade e da estimativa da perda de solo.

Dentre as estações, a primavera foi a estação que apresentou maior área classificada como alta da fragilidade ambiental, em função do aumento da precipitação e da baixa densidade da cobertura vegetal, principalmente sobre as áreas de pastagens da região norte. Sendo esta área destaque, também nos modelos anuais da fragilidade ambiental e da estimativa da perda de solo.

A validação dos modelos sazonais foi essencial, pois além de expressar as áreas que apresentaram correlação espacial com os pontos de erosão, o índice de Moran, através de seus agrupamentos, também permitiu determinar as áreas que necessitam de intervenção. Locais esses como as áreas do agrupamento alto-alto, que são as áreas de pastagens, as quais apresentaram maior sensibilidade a perda de solo, expressados tanto nos modelos sazonais da fragilidade ambiental e no da estimativa da perda de solo. Outro ponto importante da validação, foi que o modelo anual da fragilidade ambiental, a partir da sobreposição ponderada, apresentou valores superiores do índice de Moran em relação ao modelo adaptado de fragilidade ambiental. Isso permitiu verificar que o modelo proposto foi mais vantajoso em função da validação, através dos pontos de erosão.

As principais vantagens da incorporação do fator sazonalidade na análise da fragilidade ambiental são:

- a) a sazonalidade permite avaliar o comportamento integrado dos diferentes aspectos ambientais entre as estações.
- b) favorece o desenvolvimento de estratégias e a aplicação de ações preventivas no controle de problemas ligados à perda de solo em determinados períodos do ano.
- c) possibilita entender o balanço entre todos as componentes ambientais a fim de minimizar possíveis efeitos de variáveis específicas na perda de solo, em especial as políticas de uso da terra e consequentemente, limitar os impactos negativos no solo.

3.4 Referências bibliográficas

- ABRÃO, C. M. R.; BACANI, V. M. B. Diagnóstico da fragilidade ambiental na bacia hidrográfica do rio Santo Antônio, MS: subsídio ao zoneamento ambiental. **Boletim Goiano de Geografia. (Online)**, v. 38, n. 3, p. 619-645, 2018. DOI: <https://doi.org/10.5216/bgg.v38i3.56362>
- AGUIAR, L.L.; MANZATO, G.G.; RODRIGUES SILVA, N.A. Combinando dados de viagens e população por meio de uma análise espacial bivariada para definir Regiões Urbanas Funcionais. *J Transp Geogr* 82:1–8, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jtrangeo.2019.102565>

AIELLO, A.; ADAMO, M.; CANORA, F. Remote sensing and GIS to assess soil erosion with RUSLE3D and USPED at river basin scale in southern Italy. **Catena** 131, p.174–185, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.04.003>

ALAMGRO, A.; THOMÉ, T. C.; COLMAN, C. B.; PEREIRA, R. B.; MARCATO JUNIOR, J.; RODRIGUES, D. B. B.; OLIVEIRA, P. T. S. Improving cover and management factor (C-factor) estimation using remote sensing approaches for tropical regions. **International Soil and Water Conservation Research** v.7, p. 325-334, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2019.08.005>

ANA - Agência Nacional de Água, 2019. Disponível em: <http://www.snirh.gov.br/hidroweb/serieshistoricas>. Acessado em 20 abril de 2019.

ANSELIN, L.; SYABRI, I.; KHO, Y. GeoDa: An Introduction to Spatial Data Analysis. **Geographical Analysis**, 38(1), p.5–22, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.0016-7363.2005.00671.x>

ASCIUTTI, G. A. M. **Mapeamento da fragilidade ambiental da bacia hidrográfica do Rio do Quilombo – São Carlos/SP**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana). Universidade Federal de São Carlos, São Carlos/SP, 2019.

BACANI, V. M.; SAKAMOTO, A. Y.; LUCHIARI, A.; QUENOL, H. Sensoriamento remoto e SIG aplicados à avaliação da fragilidade ambiental de bacia hidrográfica. **Mercator** (Fortaleza) [online]. vol. 14, n.2, p. 119-135, 2015. DOI: <https://doi.org/10.4215/RM2015.1402.0008>

BECERRA, J. A. B.; SHIMABUKURO, Y. A.; ALVALÁ, R. C. dos S. Relação do padrão sazonal da vegetação com a precipitação na região de cerrado da Amazônia Legal, usando índices espectrais de vegetação. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v.24, n.2, 125-134, 2009. <https://doi.org/10.1590/S0102-77862009000200002>

BELATO, L. S.; SERRÃO, S. L. C.; DIAS, R. P. Diagnostico da fragilidade ambiental na Bacia do Submédio Tocantins: UHE Tucuruí. **Natural Resources**, v.9, n.1, p.28-37, 2019. DOI: <http://doi.org/10.6008/CBPC2237-9290.2019.001.0004>

BENAVIDEZ, R.; JACKSON, B.; MAXWELL, D.; NORTON, K. A review of the (Revised) Universal Soil Loss Equation ((R) USLE): with a view to increasing it's global applicability and improving soil loss estimates. **Hydrol. Earth Syst. Sci.**, 22, p.6059–6086, 2018. DOI: <https://doi.org/10.5194/hess-22-6059-2018>

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. Conservação do solo. 6.ed. São Paulo, Ícone, 2008. 355p.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. Conservação do solo. 4. ed. São Paulo, Ícone, 1999. 355p.

BESKOW, S; MELLO, C. R.; NORTON, L. D.; CURI, N.; VIOLA, M. R.; AVANZI, J. C. Soil erosion prediction in the Grande river basin, Brazil using distributed modeling. **Catena**, v.79, n.1, p. 49 – 59, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2009.05.010>

BRITO, R. M.; GARCIA, P. H. M.; BARROS, M. H. S. Relationship between environmental fragility, surface water quality, and permanent preservation areas in san domingos stream, Três Lagoas-MS. **Geosaberes**, Fortaleza, v. 11, p. 12, 2020. <https://doi.org/10.26895/geosaberes.v11i0.793>

BRUIJNZEEL, L. A. Funções hidrológicas das florestas tropicais: não vendo o solo para as árvores? **Agricultura, Ecossistemas e Meio Ambiente** 104, p.185 – 228, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.01.015>

BONE, C.; WULDER, M. A.; WHITE, J. C.; ROBERTSON, C.; NELSON, T. A. A GIS-based risk rating of forest insect outbreaks using aerial overview surveys and the local Moran's I statistic.

Applied Geography, v.40, p. 161-170, 2013. DOI:

<http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeog.2013.02.011>

CAMPOS, J. A.; SILVA, D. D.; MOREIRA, M. C.; MENEZES FILHO, F. C. M. Environmental fragility and land use capacity as instruments of environmental planning, Caratinga River basin, Brazil. **Environmental Earth Sciences** 80 (264), p. 1-13, 2021. DOI:

<https://doi.org/10.1007/s12665-021-09553-2>

CANAL CLIMA. Canal CLIMA da UNESP Ilha Solteira, 2019. Disponível em:

<<http://clima.feis.unesp.br/login.php>>. Acessado em: 20 abril 2019.

CÂNDIDO, B. M.; SILVA, M. L. N.; CURI, N.; BATISTA, P. V. G. Erosão hídrica pós-plantio em florestas de eucalipto na bacia do rio Paraná, no leste do Mato Grosso do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo (Impresso)**, v. 38, p. 1565-1575, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832014000500022>

CARVALHO, D. F.; DURIGON, V. L.; ANTUNES, M. A. H.; ALMEIDA, W. S.; OLIVEIRA, P. T. S. Predicting soil erosion using Rusle and NDVI time series from TM Landsat 5. **Pesquisa agropecuária brasileira**, Brasília, v.49, n.3, p.215-224, mar. 2014. DOI: 10.1590/S0100-204X2014000300008

CARVALHO, N. O. **Hidrossedimentologia prática**. Rio de Janeiro, CPRM - Companhia de Pesquisa em Recursos Minerais, p. 1-372, 1994.

COSTA, H. F. Análise temporal da fragilidade ambiental na bacia hidrográfica do rio Sorocabaçu, Ibiúna, SP. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Sorocaba –SP, 2020.

CREPANI, E.; MEDEIROS, J. S. de; HERNANDEZ FILHO, P.; FLORENZANO, T. G.; DUARTE, V.; BARBOSA C. C. F. - Sensoriamento Remoto e Geoprocessamento Aplicados ao Zoneamento Ecológico Econômico e ao Ordenamento Territorial. São José dos Campos, junho de 2001 (INPE 8454-RPQ/722).

CRUZ, B. B.; MANFRÉ, L. A.; RICCI, D. S.; Brunoro, D.; Appolinario, L. Jr.; Quintanilha, J. A. Environmental fragility framework for water supply systems: a case study in the Paulista Macro Metropolis area (SE Brazil). **Environ Earth Sci** 76:441, 2017. DOI:

<https://doi.org/10.1007/s12665-017-6778-3>

CUNHA, E. R.; BACANI, V. M.; AYACH, L. R. Geoprocessamento aplicado à análise da fragilidade ambiental. **Revista da ANPEGE**, v. 9, n. 12, p. 89-105, 2013. DOI: 10.5418/RA2013.0912. 0006

CUNHA, E. R.; BACANI, V. M. Caracterização da fragilidade ambiental da bacia hidrográfica do córrego Come Onça, Água Clara-MS. **ACTA Geográfica**, Boa Vista, v.10, n.22, p.193-205, 2016. DOI: <https://doi.org/10.5654/acta.v10i22.2456>

CUNHA, E. R.; BACANI, V. M; PANACHIKI, E. Modeling soil erosion using RUSLE and GIS in a watershed occupied by rural settlement in the Brazilian Cerrado. **Natural Hazards** 85, p.851–868, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11069-016-2607-3>

CUNHA, E. R.; SANTOS, C. A. G.; SILVA, R. M.; PANACHUKI, E.; OLIVEIRA, P. T. S.; OLIVEIRA, N. S.; FALCÃO, K. S. Assessment of current and future land use/cover changes in soil

erosion in the Rio da Prata basin (Brazil). *Science of The Total Environment*, v.818, p. 1- 16, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151811>

COLMAN, C. B. Impacts of climate and land use changes on soil erosion in the Upper Paraguay Basin. Federal University of Mato Grosso do Sul, 2018.

DECCO, H. F. **Modelagem e distribuições espaciais e temporal de processos erosivos em solos formados de arenito e basalto no Paraná – BR**. Tese (Doutorado em Geografia). Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciências Exatas. Londrina-PR, 2021.

DEMARCHI, J. C.; PIROLI, E. L.; ZIMBACK, C. R. L. Estimativa de perda de solos por erosão laminar e linear na bacia hidrográfica do Ribeirão das Perobas (SP), nos anos 1962 e 2011. **Revista Ra'eGa**, Curitiba, v.46, p. 110 -131, Abr/2019. DOI: <http://dx.doi.org/10.5380/raega.v46i1.56746>

DESMET, P. J. J.; GOVERS, G. A GIS-procedure for automatically calculating the USLE LS-factor on topographically complex landscape units. *J. Soil Water Cons.*, 51(5), p.427-433, 1996.

DISSANAYAKE, D.; MORIMOTO, T.; RANAGALAGE, M. Accessing the soil erosion rate based on RUSLE model for sustainable land use management: a case study of the Kotmale watershed, Sri Lanka. **Modeling Earth Systems and Environment** 5, p. 291–306, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s40808-018-0534-x>

DUTTA, S. Soil erosion, sediment yield and sedimentation of reservoir: a review. **Modeling Earth Systems and Environment** 2, 123, p. 1-18, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1007/s40808-016-0182-y>

DURIGON, V. L.; CARVALHO, D. F.; ANTUNES, M. A. H.; P. T. S.; FERNANDES, O. M. M. NDVI time series for monitoring RUSLE cover management fator in a tropical watershed. **International Journal of Remote Sensing**, 35:2, p.441-453. 2014. DOI: <https://doi.org/10.1080/01431161.2013.871081>

EGLER, M. Utilização de bioindicadores na avaliação de impacto e no monitoramento da contaminação de rios e córregos por agrotóxicos. **Ciência, saúde coletiva**, Rio de Janeiro, v.12, n.1, 61-72, 2007.

ESRI, 2018. ArcGIS Desktop: Release 10. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.

FENG, X; WANG, Y; CHEN, L.; FU, B.; BAI, G. Modeling soil erosion and its response to land-use change in hilly catchments of the Chinese Loess Plateau. **Geomorphology** 118(3), p.239–248, 2010. DOI:10.1016/j.geomorph.2010.01.004

FERREIRA, V.; PANAGOPOULOS, T. Seasonality of soil erosion under Mediterranean conditions at the Alqueva dam watershed, **Environmental Management**, 54, 67–83, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00267-014- 0281-3>

FRANÇA, L. C. J. Fragilidade ambiental potencial da bacia hidrográfica do rio Jequitinhonha, Minas Gerais, Brasil. Dissertação (Mestra em Ciência Florestal) Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina – MG, 2018.

GARÓFALO, D. T.; FERREIRA, M. C. mapeamento de fragilidade ambiental por meio de análise geoespacial: uma aplicação na alta bacia dos rios Piracicaba e Sapucaí-Mirim, Apa Fernão Dias, MG. **Revista do Departamento de Geografia – USP**, v.29, p. 212 – 245, 2015. DOI: <https://doi.org/10.11606/rdg.v29i0.102118>

GIOVANINI JUNIOR, N. **Análise e Aplicação de Metodologias de Predição de Processos Erosivos Utilizando SIG na Bacia Hidrográfica do Córrego do Engano, Nova Canaã Paulista**

– SP. Dissertação (Mestre em Engenharia Civil), Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira. Universidade Estadual Júlio de Mesquita – UNEPS, Ilha Solteira, 2019.

GOUVEIA, I. C. M-C.; ROSS, J. L. S; Fragilidade Ambiental: uma Proposta de Aplicação de Geomorphons para a Variável Relevô. **Revista do Departamento de Geografia**, São Paulo, n.37, p. 123-136, 2019. DOI: <https://doi.org/10.11606/rdg.v37i0.151030>

GORELICK, N.; HANCHER, M.; DIXON, M.; ILYUSHCHENKO, S.; THAU, D.; MOORE, R. Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. **Remote Sensing of Environment**, v. 202, p. 18–27, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.06.031>

INMET – Instituto Nacional de Meteorologia, 2020. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=home2/page&page=estacoesDoAno>. Acessado em: 20 abril de 2020.

INKOTTE, J.; BOMFIM, B.; SILVA, S. C.; VALADÃO, M. B. X.; ROSA, M. G.; VIANA, R. B.; RIOS, P. D'A.; GATTO, A.; PEREIRA, R. S. Ligando a biodiversidade do solo e a função do ecossistema em uma savana neotropical. **Ecologia Aplicada do solo**, 169, p. 1- 10, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2021.104209>

IPT, Instituto De Pesquisas Tecnológicas Do Estado De São Paulo. Mapa Geológico do Estado de São Paulo, São Paulo: IPT, 1981b. 2v.

JAXA/METI - Japan Aerospace Exploration Agency/ Ministry of Economy, Trade, and Industry. Alos Palsar L 1.0. 2007. Accessed through ASF DAAC. Disponível em: <https://asf.alaska.edu/>. Acessado em: 18 jul. 2018.

THE JAMOVİ PROJECT (2021). Jamovi. (Version 2.2) [Computer Software]. Retrieved from <https://www.jamovi.org>.

JENSEN, J. R. **Sensoriamento remoto do ambiente: uma perspectiva em recursos terrestres**. Tradução da 2ed. por (pesquisadores do INPE): José Carlos N. Epiphanyo (coordenador); Antonio R. Formaggio; Athos R. Santos; Bernardo F. T. Rudorff; Cláudia M. Almeida; Lênio S. Galvão. São José dos Campos: Parêntese, p. 672, 2009.

KAWAKUBO, F. S.; MORATO, R. G.; CAMPOS, K. C.; LUCHIARI, A.; ROSS, J. L. S.. Caracterização empírica da fragilidade ambiental utilizando geoprocessamento. In: XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, XII, 2005, Goiânia. **Anais**. Goiânia: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2005. p. 16-21.

KOULI, M.; SOUPIOS, P.; VALLIANATOS, F. Soil erosion prediction using the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) in a GIS framework, Chania, Northwestern Crete, Greece. **Environmental Geology**, Berlin, v.57, n.3, p.483-497, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00254-008-1318-9>

KUMAR, A.; DEVI, M.; DESHMUKH, B. Integrated remote sensing and geographic information system based RUSLE modelling for estimation of soil loss in western Himalaya India. **Water Resour Management** 28(10):3307–3317, 2014. DOI: 10.1007/s11269-014-0680-5

KUMAR, L.; MUTANGA, O. Google Earth Engine Applications Since Inception: Usage, Trends, and Potential. **Remote Sensing**, v. 10, 2018. p. 1509. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs10101509>

LANZA, R. **Hidrologia comparativa e perda de solo e água em bacias hidrográficas cultivadas com eucalipto e campo nativo com pastagem manejada**. Dissertação (Mestrado em Ciências do Solo) – Universidade Federal Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2015.

- LEE, S.I. Developing a bivariate spatial association measure: An integration of Pearson's r and Moran's I . **Journal of Geographical System**, v3, p.369–385, 2001. DOI: <https://doi.org/10.1007/s101090100064>
- LEPSCH, I. F. **Formação e conservação dos solos**. 2 ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2010.
- LIMA, W.P. **Impacto ambiental do eucalipto**. 2.ed. São Paulo, Universidade de São Paulo, 1996. 301p.
- LIMA, C. G. R.; MARQUES, S. M.; LOLLO, J. A.; COSTA, N.R.; CARVALHO, M. P. Inter-relationships among erodibility, soil tolerance and physical-chemical attributes in northwestern of São Paulo state. **Journal of Urban and Environmental Engineering**, v.13, p.102-114, 2019. DOI: 10.4090/juee.2019.v13n1.102114
- LIMA, C. G. R.; BACANI, V. M.; MONTANARI, R.; VICK, E. P.; FERREIRA, C. C.; SILVA, E. R. S. Indirect methodologies for measuring soil erodibility and characterizing its spatial variability. **Mercator**, Fortaleza, v. 20, 2021. DOI: <https://doi.org/10.4215/rm2021.e20023>
- LIRA, K. C. S.; FRANCISCO, H. R.; FEIDEN, A. Classificação de fragilidade ambiental em bacia hidrográfica usando lógica Fuzzy e método AHP. **Sociedade e Natureza**, v.34, p.1-17, 2022. DOI: <https://doi.org/10.14393/SN-v34-2022-62872>
- LUZARDO, A. J. R.; CASTAÑEDA FILHO, R. .M; RUBIM, I. B. Análise espacial exploratória com o emprego do índice de Moran. **Revista GEOgraphia** v. 19 (40), p. 161 – 179, 2017. DOI: <https://doi.org/10.22409/GEOgraphia2017.v19i40.a13807>
- MANCINO, G., NOLÈ, A., SALVATI, L., FERRARA, A. In-between forest expansion and cropland decline: A revised USLE model for soil erosion risk under land-use change in a Mediterranean region. **Ecological Indicators** 71, 544–550, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.07.040>
- MANNIGEL, A. R.; CARVALHO, P. de. M.; MORETI, D.; MEDEIROS, L.da R. Fator erodibilidade e tolerância de perda dos solos do estado de São Paulo. **Acta Scientiarum. Agronomy**, 24, p.1335-1340, 2002. DOI: <https://doi.org/10.4025/actasciagron.v24i0.2374>
- MARTINS, S. G.; SILVA, M. L. N.; AVANZI, J. C.; CURI, N.; FONSECA, S. Fator cobertura e manejo do solo e perdas de solo e água em cultivo de eucalipto e em Mata Atlântica nos Tabuleiros Costeiros do estado do Espírito Santo. **Scientia Forestalis** 38(87), p.517-526, 2010.
- MATO GROSSO DO SUL (Estado). Macrozoneamento Geoambiental do estado de Mato Grosso do Sul (1984/1985). Campo Grande: SEPLAN/MS - IBGE, 1989. 242p. Mapas, escala 1:1.000.000.
- MCCOOL, D. K.; BROWN, L. C.; FOSTER, G. R. Revised slope steepness factor for the universal soil loss equation. **Transactions of the ASAE**, 30(5), p.1387-1396, 1987. DOI: <http://dx.doi.org/10.13031/2013.30576>
- MCCOOL, D. K.; FOSTER, G. R.; MUTCHLER, C. K.; MEYER, L. D. Revised slope length factor for the universal soil loss equation. **Transactions of the ASAE**, 32(5), 1571-1576, 1989. DOI: 10.13031/2013.31192
- MEDEIROS, G. O. R.; GIAROLLA, A.; SAMPAIO, G.; MARINHO, M. A. Estimates of annual soil loss rates in the State of Sao Paulo, Brazil. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 40, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1590/18069657rbcs20150497>
- NAIMAN, R. J.; DÉCAMPS, H. The ecology of interfaces: riparian zones. **Annual Review Ecological System**, v.28, p.621-658, 1997. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.28.1.621>

NEGESE, A.; FEKADU, E.; GETNET, H. Potential Soil Loss Estimation and Erosion-Prone Area Prioritization Using RUSLE, GIS, and Remote Sensing in Chereti Watershed, Northeastern Ethiopia. **Air, Soil and Water Research** v. 14, p. 1–17, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1177/1178622120985814>

OLIVEIRA, A. M. M.; PINTO, S. A. F.; LOMBARDI NETO, F. Caracterização de indicadores da erosão do solo em bacias hidrográficas com o suporte de geotecnologias e modelo predictivo. Estudos Geográficos: **Revista Eletrônica de Geografia**, Rio Claro, v.5, n.1, p.63-86, 2007.

OLIVEIRA, P. T. S.; RODRIGUES, D. B.B.; SOBRINHO, T. A.; CARVALHO, D. F.; PANACHUKI, E. Spatial variability of the rainfall erosive potential in the state of Mato Grosso do Sul, Brazil. **Engenharia Agrícola**, v. 32, n. 1, p. 69-79, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-69162012000100008>

OLIVEIRA, A. H.; SILVA, M. L. N.; CURI, N.; AVANZI, J. C.; KLINKE NETO, G.; ARAÚJO, E. F. Water erosion in soils under eucalyptus forest as affected by development stages and management systems. **Ciência Agrotecnologia**, v.37, n.2, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-70542013000200007>

OLIVEIRA, J. A.; DOMINGUEZ, J. M. L.; NEARING, M. A.; OLIVEIRA, P. T. S. A GIS-based procedure for automatically calculating soil loss from the Universal Soil Loss Equation: GISus-M. **American Society of Agricultural and Biological Engineers**, 31, 907-917, 2015. DOI: 10.13031/aea.31.11093

OLIVEIRA, P. T. S.; NEARING, M. A.; WENDLAND, E. Orders of magnitude increase in soil erosion associated with land use change from native to cultivated vegetation in a brazilian savannah environment. **Earth Surface Processes and Landforms** 40, 1524–1532, 2015b. DOI: <https://doi.org/10.1002/esp.3738>

OSTOVARI, Y.; GHORBANI-DASHTAKI, S.; BAHRAMI, H. Soil loss prediction by an integrated system using RUSLE, GIS and remote sensing in semi-arid region. **Geoderma Regional** v. 11, p. 28-36, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2017.06.003>

OLIVEIRA-ANDREOLI, E. Z.; MORAES, M. C. P.; FAUSTINO, A. S.; VASCONCELOS, A. F.; COSTA, C. W.; MOSCHINI, L. E.; MELANDA, E. A.; JUSTINO, E. A.; DI LOLLO, J. A.; LORANDI, R. Multi-temporal analysis of land use land cover interference in environmental fragility in a Mesozoic basin, southeastern Brazil. **Groundwater for Sustainable Development** 12, 10536, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2020.100536>

PANAGOS P, KARYDAS CG, GITAS IZ, MONTANARELLA L. Monthly soil erosion monitoring based on remotely sensed biophysical parameters: a case study in Strymonas river basin towards a functional pan-European service. **International Journal of Digital Earth** 1, p.1–27, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1080/17538947.2011.587897>

PANAGOS, P.; KATSOYIANNIS, A. Soil erosion modelling: the new challenges as the result of policy developments in Europe. **Environmental Research**, v. 172, p.470–474, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.02.043>

PIRES, L. C.; SILVA, L. F.; MENDONÇA, B. G.; BACANI, V. M. Análise da fragilidade ambiental do município de Aquidauana-MS. **Caderno de Geografia**, v.25, n.43, 2015. DOI: 10.5752/P.2318-2962.2015v25n43p52

PRASANNAKUMAR, V.; SHINY, R.; GEETHA, N.; VIJITH, H. Spatial prediction of soil erosion risk by remote sensing, GIS and RUSLE approach: A case study of Siruvani river watershed in

Attapady valley, Kerala, India. **Environmental Earth Sciences**, 64 (4), 965-972, p. 1-8 2011. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12665-011-0913-3>

RAMOS, F. R. **Três ensaios sobre a estrutura espacial urbana em cidades do Brasil contemporâneo: economia urbana e geoinformação na construção de novos olhares**. Tese (Doutorado em Administração Pública e Governo). Escola de Administração de Empresas de São Paulo da Fundação Getúlio Vargas. São Paulo, p. 177, 2014.

REED, B. C.; BROWN, J. F.; LOVELAND, T. R.; MERHANT, J. W.; OHLEN, D. O. Measuring phenological variability from satellite imagery. **Journal of vegetation science**, v. 5, n. 5, 1994. p. 703-71. Doi: <https://doi.org/10.2307/3235884>

RENARD, K. G.; FOSTER, G.; WEESIES, G. A.; MCCOOL, D. K.; YODER, D. C. Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). Agricultural Handbook No 703. United States Department of Agriculture, Washington, 1997.

RIZATTI, M.; BATISTA, N. L.; SPODE, P. L. C.; ERTHAL, D. B.; FARIA, R. M.; SCOTTI, A. A. V.; TRENTIN, R.; PETSCH, C.; COSTA, I. T.; QUOOS, J. H. Mapeamento da COVID-19 por meio da densidade de Kernel. *Metodologias e Aprendizado*, v. 3, p. 1-10, 2020. DOI: [//doi/10.21166/metapre.v3i0.1312](https://doi.org/10.21166/metapre.v3i0.1312)

ROSS, J. L. S. Análise empírica da fragilidade dos ambientes naturais e antropizados. **Revista do Departamento de Geografia**. São Paulo, n. 8, p. 63-74, 1994. DOI: <https://doi.org/10.7154/RDG.1994.0008.0006>

ROSS, J. L. S. Landforms and Environmental Planning: potentialities and fragilities. **Landforms and Environmental Planning: potentialities and fragilities. Revista do Departamento de Geografia**, v. 1, p. 38-51, 2012. DOI: <https://doi.org/10.7154/RDG.2012.0112.0003>

ROUSE, J. W.; HAAS, R. H.; SCHELL, J. A.; DEERING, D. W. Monitoring Vegetation Systems in the Great Plains with ERTS. Third Earth Resources Technology Satellite - 1 Symposium. **Greenbelt: Nasa SP-351**, p. 3010-3017, 1974.

SABÓIA DE AQUINO, C. M.; OLIVEIRA, J. G. B de. Estimativa do fator erodibilidade (k) das associações de solos do estado Piauí descritas em Jacomine (1986). **Revista Geotema**, Pau dos Ferros, Rio Grande do Norte, Brasil, v. 7, n. 1, p. 26-36, 2017.

SANTOS, F. A. Fragilidade ambiental no município de Castelo do Piauí, nordeste do estado do Piauí. **Revista Formação (ONLINE)**, v. 25, n. 45, p. 51-66, 2018. DOI: <https://doi.org/10.33081/formacao.v25i45.5196>

SHARPLEY, A. N.; WILLIAMS, J. R. **EPIC - Erosion/Productivity Impact Calculator: 1 Model Documentation**. Washington: USDA, Technical Bulletin 1768, 1990. 235p.

SILVA, J. S. V.; POTT, A.; ABDON, M. M.; POTT, V. J.; SANTOS, K. R. **Projeto GeoMS: cobertura vegetal e uso da terra do Estado de Mato Grosso do Sul**. Campinas: Embrapa Informática Agropecuária, 2011. 64 p.

SILVA, L. F.; BACANI, V. M. Análise da fragilidade ambiental e das áreas de preservação permanente da bacia hidrográfica do córrego Fundo, município de Aquidauana, MS. **Caderno de Geografia**, v.27, n.49, 2017. DOI: 10.5752/p.2318-2962.2017v27n49p264

SILVA, E. R. S; OLIVEIRA, V. F. R.; VICK, E. P.; LIMA, C. G. R.; BACANI, V. M.; SALINAS CHÁVEZ, E. Geotecnologías aplicadas al análisis de la fragilidad ambiental a los procesos

erosivos. **Cuadernos de Geografía: Revista Colombiana de Geografía** 31 (1), p. 222-240, 2022. DOI: <https://doi.org/10.15446/rcdg.v31n1.85654>

SISEAPRO, Sistema Estatística Aplicada a Produção verão teste, 2022. Disponível em:< <http://www.siseapro.com.br/>>. Acessado em 15 jun 2022.

SONE, J. S.; GESUALDO, G. C.; ZAMBONI, P. A. P.; VIEIRA, N. O .M.; MATTOS, T. S.; CARVALHO, G. A.; RODRIGUES, D. B.B.; SOBRINHO, T. A.; OLIVEIRA P. T. S. Water provisioning improvement through payment for ecosystem services. **Science of the Total Environment** 655, p. 1197–1206, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.319>

SOUZA, D. S. L; DELLARGINE, F. L.; MIRA, I. R. C.; SILVA, G. T. G.; SILVA, M. L. Análise e Mapeamento da Fragilidade Ambiental no Município de Inconfidentes – MG. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.13, n.05, 2020. DOI: <https://doi.org/10.26848/rbgf.v13.5.p2269-2292>

SPÖRL, C.; ROSS, J. L. S. **Metodologia para elaboração de Modelos de fragilidade ambiental utilizando redes neurais**. Tese (Doutorado em Geografia) - Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo. São Paulo, 2007.

STATHOPOULOS, N.; LYKOUDI, E.; VASILEIOU, E.; ROZOS, D.; DIMITRAKOPOULOS, D. Erosion vulnerability assessment of Sperchios river basin, in east Central Greece a GIS based analysis. **Open Journal of Geology**, 621-646, 2017. DOI: 10.4236/ojg.2017.75043

SU, W. C.; AHERN, J. F.; CHANG, C. Y. Why should we pay attention to “inconsistent” land uses? A viewpoint on water quality. **Landscape Ecol Eng** 12, 247–254, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11355-016-0293-7>

SULLIVAN, D. Google Earth Pro, EContent, v. 32, n. 3, p. 16-18, 2009.

TERAMOTO, E. H.; BENJUMEA, M. T.; GONÇALVES, R. D.; KIANG, C. H. Séries temporais do índice NDVI na avaliação do comportamento sazonal do Aquífero Rio Claro. **Revista Brasileira de Cartografia**, vol. 70, n. 3, p. 1135-1157, 2018. DOI: 10.14393/rbcv70n3-45986

TRICART, J. **Ecodinâmica**. Rio de Janeiro: IBGE/ SUPREN (Recursos Naturais e Meio Ambiente), 1977.

TRIMBLE GEOSPATIAL. Definiens eCognition developer. Version 9.2. Munich: Trimble GeoSpatial, 2018.

TROMBETA, L. R.; GARCIA, R. M.; NUNES, R. S.; GOUVEIA, I. C. M. C.; LEAL, A. C. Análise da fragilidade potencial e emergente do relevo da unidade de gerenciamento de recursos hídricos pontal do Paranapanema, São Paulo, Brasil. **Caderno de Prudentino de Geografia**, nº36, Volume especial, p.159-173, 2014.

TSAI, Y.H.; STOW, D.; CHEN, H.L.; LEWISON, R.; AN, L.; SHI, L. Mapping Vegetation and Land Use Types in Fanjingshan National Nature Reserve Using Google Earth Engine. **Remote Sensing**, v. 10, p. 927, 2018. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs10060927>

UDDIN, K.; MURTHY, M. S. R.; WAHID, S. M.; MATIN, M. A. Estimation of soil erosion dynamics in the Koshi Basin using GIS and remote sensing to assess priority areas for conservation. **PLoS ONE** 11:1–19, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0150494>

VALLE, I. C; FRANCELINO, M. R; PINHEIRO, H. S. K. Mapeamento da Fragilidade Ambiental na Bacia do Rio Aldeia Velha, RJ. **Floresta e Ambiente**, 23(2), p. 295-308, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.107714>.

van der Knijff, J.; JONES, R.; MONTANARELLA, L. Avaliação do risco de erosão do solo na Itália, 1999. Disponível em <<http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.397.2309&rep=rep1&type=pdf>>. Acessado em 7 mai 2022.

VAN LEEUWEN, W. J. D, SAMMONS, G. Seasonal land degradation risk assessment for Arizona. In: Proceedings of the 30th international symposium on remote sensing of environment, Honolulu, Hawaii, November 10–14, p. 378–381, 2003.

VAN REMORTEL R. D.; MAICHLE, R.W.; HICKEY, R. J. Computing the LS factor for the revised universal soil loss equation through arraybased slope processing of digital elevation data using a C++ executable. **Computers & Geosciences**, 30(9–10):1043–1053, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cageo.2004.08.001>

VIEIRA, P. H.; VIEIRA, A. C. A. S. A atividade minerária e sua relação no aumento da fragilidade ambiental no município de Cordeirópolis/SP. **Revista Geografar**, v.14, n.1, p.108-130, 2019. DOI: <http://dx.doi.org/10.5380/geografar.v14i1.60898>

VICK, E. P.; SILVA, E. R. S.; BACANI, V. M.; LIMA, C. G. R.; PELUCO, A. A.; GRADELLA, F. S.; DECCO, H. F.; OLIVEIRA, V. F. R.; FERREIRA NETO, M.; BRITO, R. M. Avaliação da Fragilidade Ambiental como Subsídio para Gestão Ambiental na Bacia Hidrográfica do Ribeirão do Beltrão - MS. **GEO UERJ (2007)**, v. 39, p. 1-21, 2021. DOI: 10.12957/geouerj.2021.44364

WILLIAMS, J. R., BERNDT, H. D. Sediment yield computed with universal equation. **J. Hydraul. Div.** 98 (12), 2087–2098, 1972.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. Predicting rainfall erosion losses,a guide to conservation planning. **USDA Handb.** 537. U.S. Gov. Print. Off., Washington, DC, 1978.

YUE-QING X, XIAO-MEI S, XIANG-BIN K, JIAN P, YUN-LONG C (2008) Adapting the RUSLE and GIS to model soil erosion risk in a mountains karst watershed, Guizhou Province China. **Environmental Monitoring and Assessment**, 141(1–3):275–286. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-007-9894-9>

ZHANG, H.; YANG, Q.; LI, R.; LIU, Q.; MOORE, D.; HE, P.; RITSEMA, C. J.; GEISSEN, V. Extension of a GIS procedure for calculating the RUSLE equation LS factor. **Computers & Geosciences**, 52, 177-188, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cageo.2012.09.02>

Capítulo 4

Análise sazonal da qualidade das águas superficiais da bacia hidrográfica do córrego Urutu, MS

Resumo

A qualidade da água é um dos temas de maior preocupação mundial, pois se trata de um recurso necessário para a vida e por isso o constante monitoramento se faz necessário. O objetivo deste trabalho foi realizar o monitoramento sazonal da qualidade da água na bacia hidrográfica do córrego Urutu-MS, ocupada em mais de 50% com florestas de silvicultura. Os procedimentos metodológicos fundamentam-se na proposta da classificação da qualidade da água doce superficial regida pela resolução CONAMA 357/2005, avaliada por estação, compreendendo no outono de 2019, inverno de 2019, primavera de 2019 e verão de 2020). Os resultados demonstraram que há diferença na qualidade da água entre as estações em função da classificação dos parâmetros físico-químicos. Entre as estações, a primavera apresentou-se na classe II, enquanto que as demais na classe I, resultando em uma boa classificação geral para as águas superficiais. Especificamente, para cada ponto analisado, os parâmetros Cor, pH, Al e Fe se apresentaram com concentrações mais elevadas entre as estações, com classificação individual igual ou superior a classe II. Caracteristicamente o ponto 7 apresentou características similares como solo, erodibilidade e declividade que o ponto 6, mas com maior parte sobre a cobertura vegetal de florestas plantadas, resultou em uma melhor classificação da qualidade da água. Sendo dois contrapontos, entre uma composição de área recoberta por pastagem e outra sobre florestas plantadas/nativas, que refletiram na qualidade da água, indicando que esta segunda cobertura vegetal proporcionou melhor condição na classificação da qualidade da água.

4 Introdução

A qualidade da água é um dos mais relevantes temas globais (ZHANG *et al.*, 2018; ABBOTT *et al.*, 2019) por conta das suas inúmeras funcionalidades destacando-se para o consumo humano, na agricultura, na dessedentação animal, no uso industrial e, principalmente, na conservação ambiental (SHI *et al.*, 2017; ZHANG *et al.*, 2019; GOMES *et al.*, 2020), pois a água pode evidenciar alterações no ambiente, constituindo o monitoramento uma ferramenta necessária.

Neste contexto, o monitoramento da qualidade da água tem sido uma ferramenta essencial utilizada em diversos estudos (ANDRIETTI *et al.*, 2016; AMÂNCIO *et al.*, 2018; OLIVEIRA *et al.*, 2022) como no controle de potenciais riscos à saúde humana (ISLAM *et al.*, 2020), bem como na avaliação ambiental (YOSSUDA, 1993; ALVES, 2006), funcionando também como um instrumento de gestão dos recursos hídricos (FARIAS, 2006), a partir do fornecimento de dados.

De acordo com Tucci (1997) a qualidade da água é influenciada por inúmeros fatores, tais como a geologia, solos, uso e cobertura da terra, geomorfologia e o clima, sendo que cada sistema hídrico apresenta suas particularidades. Li *et al.* (2015) salientam que a influência da sazonalidade climática, em função dos diferentes padrões de chuvas, pode afetar a qualidade da água, fato corroborado por diversos estudos na literatura acadêmica (SHI *et al.*, 2017; ZHANG *et al.*, 2017; BHATTI *et al.*, 2018; MOHSENI-BANDPEI *et al.*, 2018; YEVENES *et al.*, 2018; WEI *et al.*, 2018).

Além disso, há evidências indicando que as estações do ano apresentam características específicas que podem perturbar a qualidade da água superficial (ZHONG *et al.*, 2018).

Dessa forma, a qualidade da água reflete as características do ambiente (HUNG *et al.*, 2020; XU *et al.*, 2020), pois, por exemplo, diferentes usos e cobertura da terra podem exercer influência sobre a inconstância da qualidade da água (OSBORNE e WILEY, 1988; SEE *et al.*, 1992; RICHARDS *et al.*, 1997). Adicionalmente, há evidências que a qualidade da água em bacias hidrográficas pode ser afetada pela disposição da cobertura vegetal (SHI *et al.*, 2017; GOMES *et al.*, 2020). O uso indevido da terra pode provocar deslocamento de inúmeros elementos químicos e físicos para corpos d'água (PACHECO e FERNANDES, 2016; GOMES *et al.*, 2020).

Assim, alterações ambientais proporcionadas pelo uso e a cobertura da terra podem trazer inúmeros benefícios sociais e econômicos, mas podem gerar inúmeros distúrbios nas componentes do balanço hídrico (BIRHANU *et al.*, 2019).

Neste sentido, há um amparo legal instituída pela Política Nacional de Recursos Hídricos com Lei 9.433/97 (BRASIL, 1997) que assegura a disponibilidade de água para gerações atuais e futuras. Quanto ao estabelecimento de padrões de qualidade da água, foi criado um instrumento legal por meio do Ministério do Meio Ambiental (MMA), via Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), que desenvolveu a Resolução nº357 de 17 de março de 2005, funcionando esta como diretriz na avaliação das condições da qualidade água (BRASIL, 2005). Na literatura há diversos trabalhos que demonstram satisfatória aplicabilidade desta resolução como parâmetro no monitoramento da qualidade da água (OLIVEIRA, 2014; MEDEIROS, 2016; BONIFÁCIO, 2019; THOMPSON *et al.*, 2020).

Desta maneira, o presente trabalho tem como objetivo realizar o monitoramento sazonal da qualidade das águas superficiais da BHCU, no município de Aparecida do Taboado/MS, fundamentado nos parâmetros estabelecidos pela Resolução 357/2005 do CONAMA (BRASIL, 2005), como subsídio para implementação do monitoramento sazonal local da qualidade da água, bem como possibilitar a construção de uma variável componente adicional em estudos futuros de análise da fragilidade ambiental.

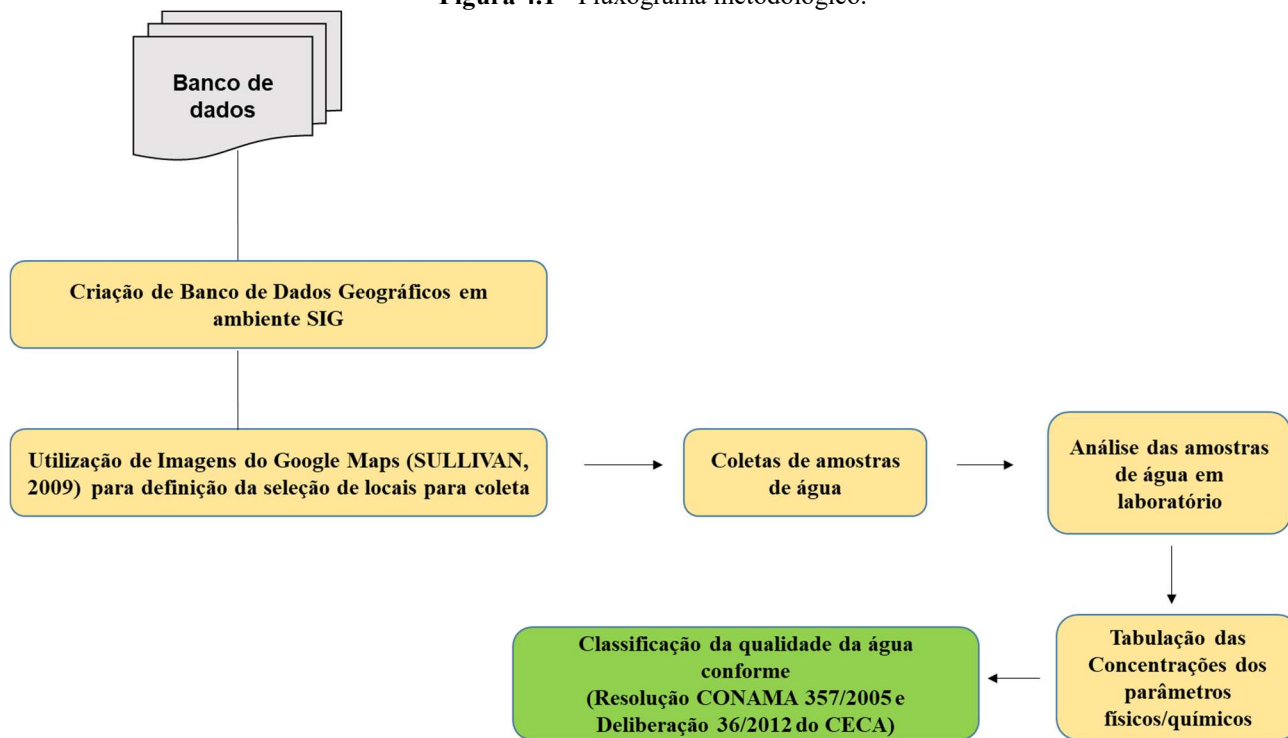
4.1 Material e métodos

4.1.1 Metodologia

Os procedimentos metodológicos fundamentam-se na proposta da classificação da qualidade da água doce superficial regida pela Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005) e deliberação

36/2012 do CECA, avaliada por estação, compreendendo no outono de 2019, inverno de 2019, primavera de 2019 e verão de 2020 (Figura 4.1).

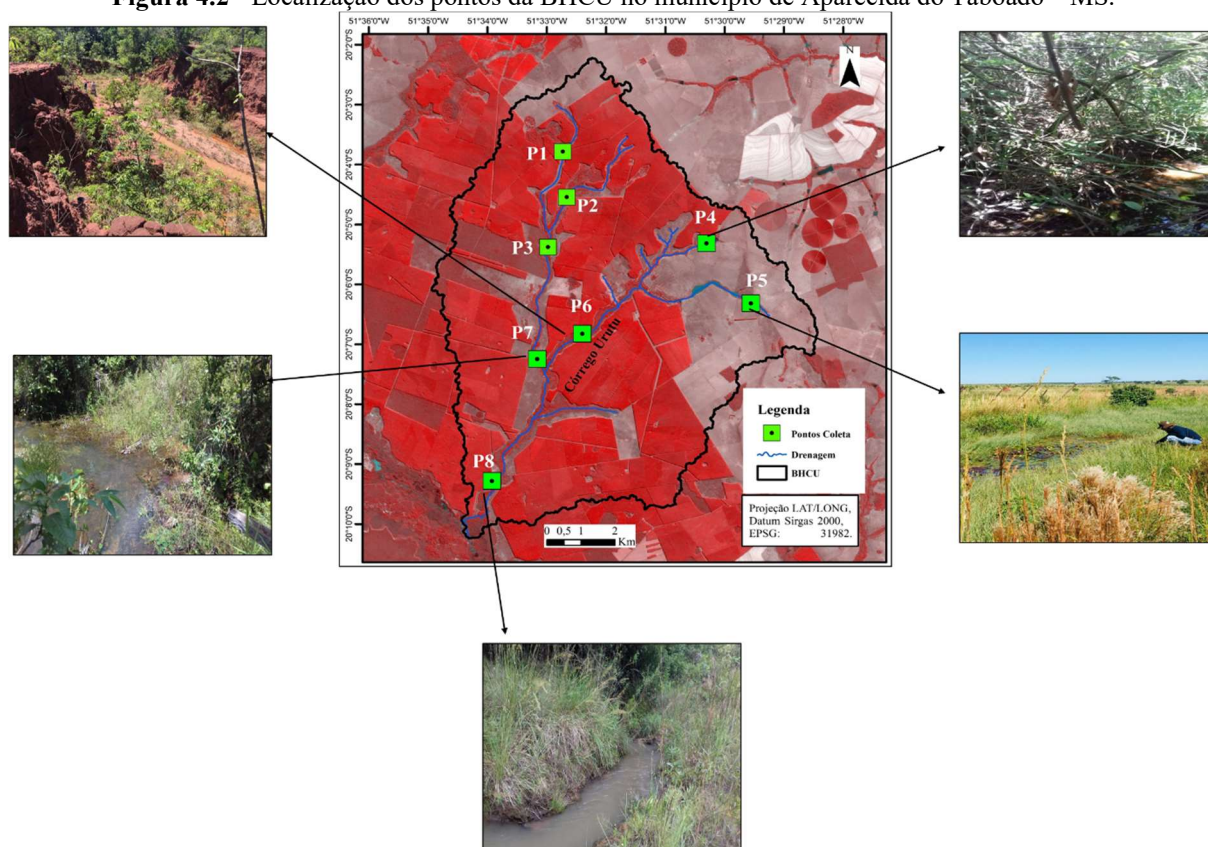
Figura 4.1 - Fluxograma metodológico.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Os critérios considerados para a realização das coletas foram: confluências fluviais, formas de uso e cobertura da terra e acessibilidade. Inicialmente foram determinados oito pontos, mas desse total, apenas cinco pontos, foram coletados, sendo retirados três pontos (P1, P2 e P3), pois se localizam em áreas úmidas sem canal principal definido (Figura 4.2).

Figura 4.2 - Localização dos pontos da BHCU no município de Aparecida do Taboado – MS.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Os parâmetros de qualidade da água baseados na Resolução 357/2005 do CONAMA e na deliberação 36/2012 do CECA que dispõe sobre a classificação de corpos d'água estabelecendo cinco classes de qualidade (Quadro 4.1), cada um com uma finalidade (Quadro 4.2).

Quadro 4.1 - Limites dos parâmetros físicos químicos e classificação da qualidade da água, segundo a resolução 357/2005 do CONAMA

Parâmetros de qualidade	Unidade de Medida	Classe Especial	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4
Cor	Pt/Co		<75	>75		
Turbidez	NTU	0 a 20	20 a 40	40 a 70	70 a 100	>100
Sólidos Dissolvidos Totais (SDT)	mg/L	0 a 200	200 a 300	300 a 400	400 a 500	<500
Sólidos Suspensos Totais (SST)	mg/L					
pH		6,0 a 9,0	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0
Oxigênio Dissolvido (OD)	mg/L	>10	>6 <10	>5 <6	>4 <5	>2 <4
Condutividade elétrica (CE)	µS/cm ⁻¹	<50	50 a 75	75 a 100	100 a 150	>150
Alcalinidade total (ALC)	mg/L	-	-	-	-	-
Matéria orgânica (MO)	mg/L					
Cloreto (Cl⁻)	mg/L	-	<250	<250	<250	<250
Sulfato (SO₄²⁻)	mg CaCO ₃ L ⁻¹		<250	<250	<250	<250
Ferro total	mg/L	-	-	-	-	-
Ambientes Lênticos	mg/L	-	<0,020	<0,030	<0,05	-

P-Fósforo (PT)	Ambientes Intermediário		-	<0,025	<0,050	<0,075	-
	Ambientes Lóticos		-	<0,1	>0,1	<0,15	-
Dureza Total	mg/L						
Alumínio (Al)	mg/L	-	<0,1	>0,1	<0,2	>0,2	
Manganês (Mn)	mg/L	-	<0,1	<0,1	<0,5	>0,5	
Magnésio (Mg)	mg/L	-	-	-	-	-	
Sódio (Na)	mg/L	-	-	-	-	-	
Cálcio (Ca)	mg/L	-	-	-	-	-	
Cobre (Cu)	mg/L	-	-	-	-	-	
Ferro dissolvido (Fe)	mg/L	-	<0,3	<0,3	<5,0	>5,0	
Potássio (K)	mg/L	-	-	-	-	-	

Fonte: Resolução 357/2005 do CONAMA e Deliberação 36/2012 do CECA.

Quadro 4.2 - Classes e recomendações de usos da água superficial no Brasil.

Classes	Principais Usos
Especial	Consumo humano com desinfecção; Preservação de equilíbrio natural das comunidades aquáticas; Preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral.
I	Consumo humano, após tratamento simplificado; Proteção das comunidades aquáticas; Recreação de contato primário (natação, esqui aquático e mergulho) Resolução CONAMA n. 274, de 2000; Irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas sem remoção de películas e à proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas.
II	Abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional, à proteção das comunidades aquáticas, à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, Resolução CONAMA n. 274, de 2000, à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto e à aquicultura e à atividade de pesca.
III	Abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado, à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras, à pesca amadora, à recreação de contato secundário e à dessedentação de animais.
IV	Navegação e à harmonia paisagística

Fonte: Resolução nº. 357/2005 do CONAMA e Deliberação 36/2012 do CECA.

As coletadas de água em campo, amostras simples, foram realizadas entre 09 e 13h, coletadas em frascos âmbar roscado de 1 litro, previamente esterilizados e preparados com conservantes e armazenados em caixa isotérmica refrigerada, em uma profundidade de 20 cm. O intervalo das coletas foi de três meses, ocorrendo em: 10 de maio de 2019, 23 de agosto de 2019, 01 de novembro de 2019 e 6 de março de 2020, contabilizando quatro coletas que compreende as estações. O monitoramento da qualidade da água, por meio dos parâmetros, foi realizado sem interferência das chuvas, pois em todas as saídas de campo não houve ocorrência de precipitação no limite de até três dias antes a coleta.

As amostras foram coletadas e acondicionadas de acordo as recomendações do Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras (CETESB, 2011), e processadas seguindo os padrões da Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (Apha, 2005). Os parâmetros estão dispostos no Tabela 2 contendo os equipamentos e métodos de análise aplicados sobre as amostras de água.

Quadro 4.3 - Equipamentos e métodos de análise dos parâmetros da qualidade da água superficial.

Parâmetro	unidade	Equipamento	Método
Temperatura	°C	(Horiba 50)	eletrométrico
ph		Medido de pH phmetro (Mettler Toletto)	potenciométrico
Oxigênio dissolvido (OD)	mg/L	Medidor Multiparamentos (Horiba 50)	espectrofotométrico
Condutividade (CE)	µs/cm	Medidor Multiparamentos (Horiba 50)	amperométrico
Alcalinidade total (ALC)	mg/L	Titrimo (Metrohm)	Titulação
Matéria Orgânica (MO)	mg/L	Titrimo (Metrohm)	Titulação
Cloreto (Cl ⁻)	mg/L	Cromatógrafo (Metronhm)	cromatografia
Sulfato (SO ₄ ⁻²)	mg CaCO ₃ L ⁻¹	Cromatógrafo (Metronhm)	cromatografia
Ferro total	mg/L	DR 3900	espectrofotometria
Cor	Pt/Co	DR 3900	espectrofotometria
Turbidez	NTU	Turbidímetro (Horiba 50)	espectrofotometria
Sólidos dissolvidos totais (SDT)	mg/L	Medidor multiparâmentros (Mettler Toletto)	gravimétrico
Sólidos suspensos totais (SST)	mg/L	Kit de filtração	gravimétrico
DQO	mg/L	DR 3900	espectrofotometria
Fósforo total (PT)	mg/L	DR 3900	espectrofotometria
Dureza	mg/L	DR 3900	espectrofotometria
Al	mg/L	absorção atômica (Perkin Elmer)	espectrofotometria
Mn	mg/L	absorção atômica (Perkin Elmer)	espectrofotometria
Mg	mg/L	absorção atômica (Perkin Elmer)	espectrofotometria
Na	mg/L	Fotômetro de Chama	espectroscopia
Ca	mg/L	absorção atômica (Perkin Elmer)	espectrofotometria
Cu	mg/L	absorção atômica (Perkin Elmer)	espectrofotometria
Fe	mg/L	absorção atômica (Perkin Elmer)	espectrofotometria
K	mg/L	Medido de pH phmetro (Mettler Toletto)	potenciométrico

Fonte: organizado pelo autor.

Na sequência foi realizada a classificação média por parâmetro da BHCU no qual participaram o somatório das classes (Especial (0), Classe I (1), Classe II (2), Classe III (3), Classe IV (4)) por variável dividida pelo número de pontos de coletas. Também foi aplicada uma classificação geral da qualidade da água para a bacia no intuito de verificar a condição da BHCU, por estação, diante do

estabelecido na resolução. Para isso, foi utilizado o somatório das classes médias de todos os parâmetros, descritas anteriormente, dividido pela quantidade de parâmetros que participaram do somatório, alcançando assim uma classificação geral da bacia por estação (SILVA, 2013). A partir da classificação dos parâmetros foi montada a matriz de correlação de Person para entender a tendência de correlação existente entre os parâmetros analisados. Destaca-se que para este trabalho, foram considerados ideais as classes Especial e I para a classificação geral, visto que se trata de uma área muito antropizada que servirá de modelo para outros estudos ambientais.

Cada estação ao final foi apresentada por uma Tabela contendo a classificação da qualidade da água conforme a resolução 357/2005 do CONAMA (BRASIL, 2005) e da deliberação CECA 36/2012 (MATO GROSSO DO SUL, 2012).

4.2 Resultados e discussão

4.2.1 Monitoramento da qualidade da água superficial da BHCU

4.2.1.1 Qualidade da água no Outono de 2019

A Tabela 4.1 e a Figura 4.3 apresentam os resultados analíticos obtidos no outono na BHCU referente aos parâmetros físicos e químicos e a classificação de acordo com a Resolução 357/2005 do CONAMA e Deliberação 36/2012 do CECA. Esta estação precede o período seco, sendo caracterizada por iniciar a diminuição do volume da precipitação apresentando também o maior índice vegetativo (Cap. 3) e melhor qualidade da água dentre todas as estações. Esses resultados corroboram com o observado em outros trabalhos que constatarem melhora na qualidade da água relacionada à presença da cobertura vegetal (WANG *et al.*, 2014; DING *et al.*, 2015; ZHANG *et al.*, 2018).

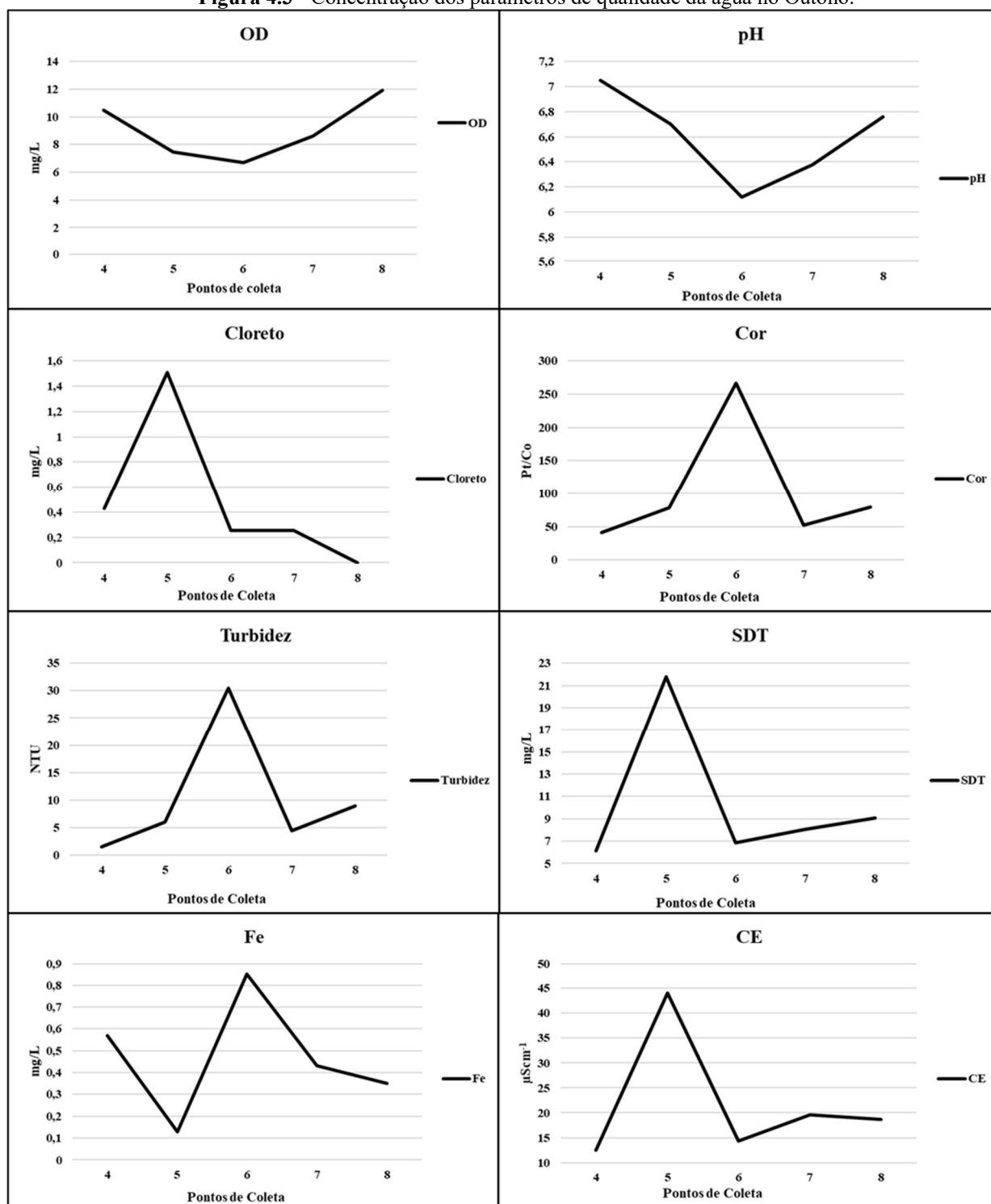
Tabela 4.1 - Resultados analíticos dos parâmetros físicos e químicos das águas superficiais e sua classificação de acordo com a Resolução 357/2005 CONAMA na BHCU no Outono de 2019.

Parâmetros analisados		Unidade de medida	Pontos de monitoramento					Classificação por parâmetro
			4	5	6	7	8	
Parâmetros físicos	Temperatura	°C	23	23	23	23	23	
	Cor	Pt/Co	41	78	266	52	79	II
	Turbidez	NTU	1,49	5,99	30,5	4,48	8,9	E
	SDT	mg/L	6,16	21,8	6,84	8,06	9,1	I
	SST	mg/L	3	8	101	1	7	
Parâmetros Químicos	pH		7,05	6,7	6,12	6,38	6,76	I
	OD	mg/L	10,5	7,44	6,28	8,62	11,93	I
	CE	µScm ⁻¹	12,54	44	14,41	19,56	18,69	E
	ALC	mg CaCO3 L ⁻¹	8,2	19,2	7	9,8	9,6	
	MO	mg/L	0,88	2,16	24	1,68	1,04	
	Cl ⁻	mg/L	0,43	1,508	0,253	0,256	0	I
	SO ₄ ⁻²	mg/L	0	0	0	0	0	E
	Ferro total	mg/L	0,222	0,0111	0,215	0,387	0,305	

	DQO Baixo	mg/L	25,96	31,18	12,56	0,79	7,54	
	PT	mg/L	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01	I
	Dureza total	mg/L	12	14	9	5	8	
	Al	mg/L	0,05	0	0,23	0	0	I
	Mn	mg/L	0	0,39	0	0	0	I
	Mg	mg/L	0,79	2,55	0,88	0,95	1,01	
	Na	mg/L	0	1	0	0	0	
	Ca	mg/L	2,96	4,91	3,4	2,91	2,98	
	Cu	mg/L	0,04	0,05	0,04	0,05	0,04	
	Fe	mg/L	0,57	0,13	0,85	0,43	0,35	III
Classificação média por ponto			I	I	I	I	I	Classificação Geral Outono I

Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 4.3 - Concentração dos parâmetros de qualidade da água no Outono.



Fonte: Elaborado pelo autor.

4.2.1.2 Parâmetros físicos

A **turbidez** apresentou em todos os pontos a classe especial e na matriz de correlação observou tendência de correlação positiva, pois na medida em que aumenta a turbidez o SST também aumenta,

sendo o mesmo observado entre os sólidos dissolvidos totais (SDT) e a matéria orgânica (MO). No ponto 6, os valores tanto da turbidez como sólidos suspensos totais (SST) destoam-se muito dos demais, o que talvez possa estar relacionado a fatores exógenos, como a ocorrência de animais próximo ao local. Esta concentração elevada dos parâmetros pode estar relacionada ao fator topográfico, por se tratar de uma área de agradação, caracterizada pela deposição de sedimentos e ou pelo aumento da matéria orgânica e inorgânica na água (CHEN e CHAU, 2016). No geral todos os pontos desta bacia apresentaram-se classe Especial no outono de 2019. A turbidez está muito associada à chuva (SILVA, 2013). A turbidez também se relaciona aos sólidos suspenso total (SST), uma vez que, o principal fator responsável pela turbidez são os sólidos suspenso total (SST) (GILVEAR e PETTS, 1985; GRAYSON *et al.*, 1996; HANNOUCHE *et al.*, 2011).

Já os **SDT** apresentaram-se dentro dos limites da classe I em todos os pontos amostrais. E este parâmetro demonstra correlação direta com a condutividade elétrica (CE) nos casos em que apresentam componentes iônicos condutores de eletricidade (ATEKWANA *et al.*, 2004) e a matriz de correlação apontou tendência de correlação positiva com a CE, com os parâmetros químicos de íons condutores como o Ca, Cl⁻ e a ALC (Tabela 4.2).

A **cor**, apresentou-se na classe II nos pontos 5, 6 e 8 e classe I nos pontos 4 e 7. Este parâmetro apresenta relação não apenas com os SST, como também com a matéria orgânica suspensa, assim como em Macedo (2004), fato evidenciado na matriz de correlação (Tabela 4.2). A cor está ligada às substâncias dissolvidas e a concentração de composto orgânicos dissolvidos (MACEDO, 2004; ROCHA e COSTA, 2015), tais como o ferro, o manganês, os resíduos industriais (VON SPERLING, 2014), além de ser uma das características organolépticas da água (FREITA, 2017).

Tabela 4.2 - Matriz de correlação dos parâmetros físicos e químicos das águas superficiais da BHCU no Outono de 2019.

	OD	pH	CE	ALC	MO	Cl ⁻	Fe total	Cor	Turbidez	SDT	SST	DQO Baixo	PT	Dureza total	Al	Mg	Ca	Cu
pH	0,70																	
CE	-0,36	0,09																
ALC	-0,27	0,22	0,99															
MO	-0,64	-0,77	-0,28	-0,39														
Cl ⁻	-0,48	0,19	0,90	0,91	-0,19													
Fe total	0,43	-0,20	-0,74	-0,74	-0,08	-0,88												
Cor	-0,60	-0,76	-0,21	-0,33	0,99	-0,17	-0,12											
Turbidez	-0,55	-0,78	-0,25	-0,37	0,97	-0,24	-0,05	0,99										
SDT	-0,33	0,13	0,99	0,99	-0,27	0,91	-0,79	-0,19	-0,23									
SST	-0,60	-0,74	-0,28	-0,39	1,00	-0,19	-0,10	0,99	0,98	-0,26								
DQO Baixo	-0,18	0,53	0,51	0,57	-0,12	0,78	-0,90	-0,12	-0,21	0,58	-0,10							
PT	-0,61	-0,75	-0,33	-0,43	1,00	-0,22	-0,05	0,98	0,97	-0,31	1,00	-0,13						
Dureza total	-0,16	0,51	0,53	0,58	-0,09	0,77	-0,92	-0,06	-0,14	0,60	-0,06	0,99	-0,10					
Al	-0,54	-0,62	-0,43	-0,51	0,97	-0,24	-0,06	0,93	0,91	-0,40	0,97	-0,04	0,98	-0,01				
Mg	-0,38	0,12	0,99	0,98	-0,23	0,93	-0,82	-0,16	-0,20	1,00	-0,22	0,61	-0,27	0,64	-0,35			
Ca	-0,55	-0,01	0,93	0,90	0,02	0,94	-0,91	0,08	0,02	0,94	0,02	0,69	-0,02	0,71	-0,09	0,96		
Cu	-0,42	-0,16	0,71	0,70	-0,36	0,61	-0,19	-0,38	-0,40	0,64	-0,41	0,03	-0,41	-0,03	-0,51	0,63	0,51	
Fe	-0,23	-0,47	-0,79	-0,84	0,78	-0,59	0,35	0,70	0,70	-0,78	0,77	-0,28	0,80	-0,30	0,88	-0,74	-0,54	-0,64

Fonte: Elaborado pelo autor.

4.2.1.3 Parâmetros químicos

Durante o outono os parâmetros químicos apresentaram certa homogeneidade com exceção do Ferro dissolvido e do Alumínio, que apresentaram classificação diferenciado dos demais.

O **pH** e o **OD** apresentaram, no geral, na classe I, a estabilidade destes parâmetros pode estar relacionada com a diminuição de precipitação e da entrada de material e substâncias nos corpos d'água carregadas pelo escoamento superficial. Outro fator relacionado a esta classificação é que nesta estação os níveis de biomassa vegetal estão elevados, proporcionando proteção do solo e aos recursos hídricos.

A **CE** apresentou-se na classe Especial apontando tendência de correlação positiva entre os parâmetros ALC, Cl⁻, Mg e Ca. Vale destacar, que a CE, bem como, os parâmetros com tendência de correlação positiva a ele apresentaram concentrações maiores no ponto 5, que possuem características semelhante ao ponto 4 com exceção da estrada de acesso que passa sobre o ponto 5, do qual pode apresentar interferência, pois esta é a principal via de acesso. Também pode estar relacionada às atividades da pecuária, que pode elevar a concentração de íons dissolvidos (ANJINHO *et al.*, 2020)

O **P total** apresentou em todos os pontos na classe I e com tendência de correlação positiva com os parâmetros cor e turbidez e, principalmente, com a MO e SST (Tabela 4.2). A redução da concentração de fósforo pode estar relacionada com a cobertura vegetal, pois a vegetação ripária contribui para a redução da entrada de fósforo no corpo hídrico (NEILEN *et al.*, 2017).

O **Al** apresentou, no geral, na classe I e pontualmente na classe I no ponto 4, classe Especial entre os pontos 5, 7 e 8 e Classe III no ponto 6 para esta estação sendo o mesmo classificado observado para **Fe**.

Para o **Fe** todos os pontos foram na classe na classe III, mas pontualmente o ponto 4 e 6 apresentam as maiores concentrações nesta estação. O **Fe** apresentou tendência correlação positiva com a MO, cor, turbidez, SDT e SST. É importante enfatizar que todos os pontos podem estar sendo abastecidos por água subterrânea, devido à baixa pluviosidade para esta estação, indicando a possibilidade da influência da geologia, visto que todos os pontos amostrais estão assentados sobre a Formação Santo Anastácio, que contém uma camada fina de ferro em sua composição (IPT, 1981). A água do corpo hídrico do ponto 4 era advinda de água subterrânea, pois acima deste há uma represa que não estava vertendo água pelo ladrão, confirmando esta ocorrência.

4.2.2 Qualidade da água no Inverno de 2019

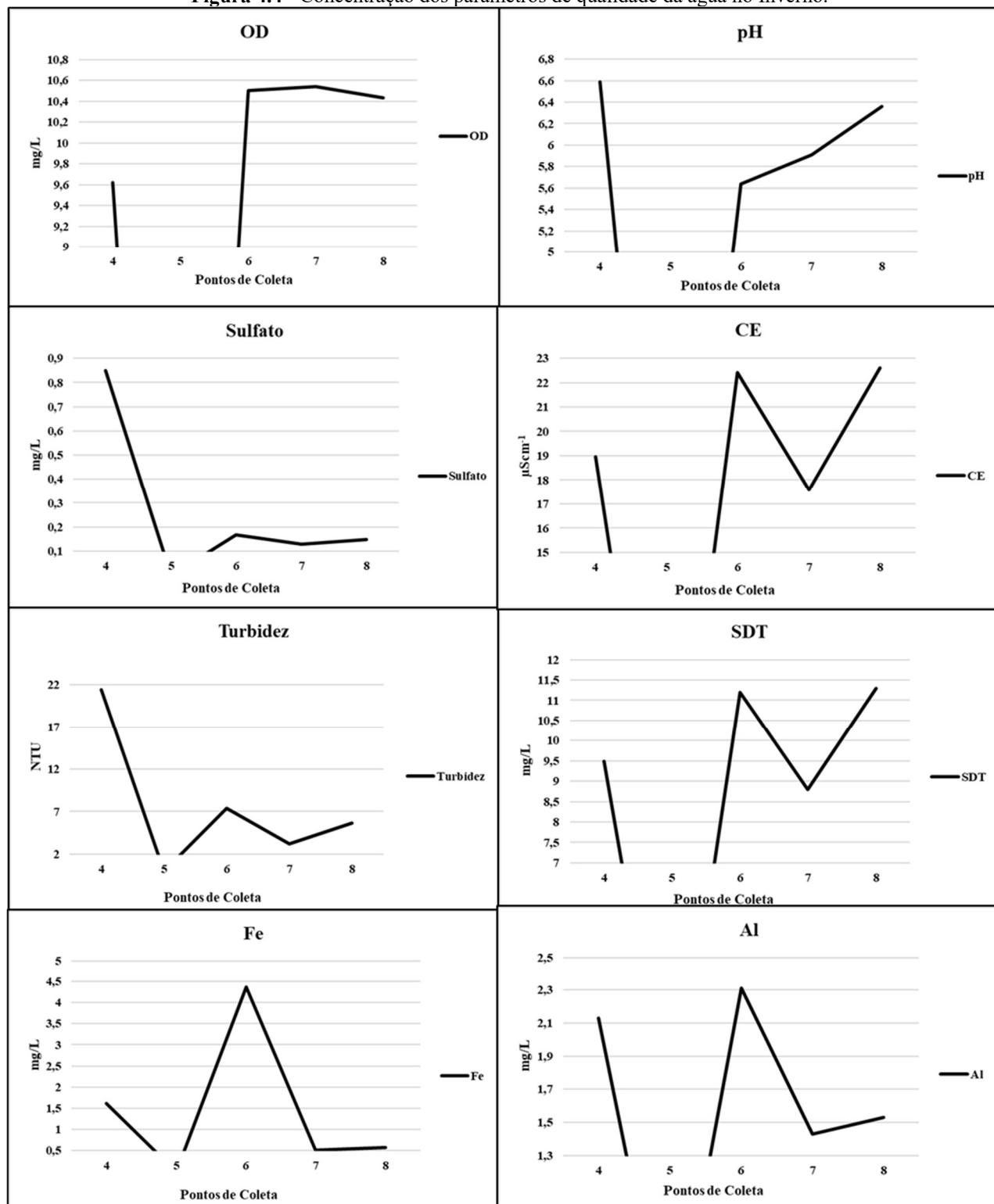
A Tabela 4.3 e a Figura 4.4 apresentam os resultados analíticos dos parâmetros físicos e químicos e a classificação de acordo com a Resolução 357/2005 do CONAMA e a Deliberação 36/2012 do CECA da BHCU no inverno. Nesta estação do ano, não foi obtida amostra do ponto 5, pois estava seco. A classificação geral foi na classe I, embora já apresente maiores concentrações individualmente entre alguns parâmetros como o pH, Fe e o Al.

Tabela 4.3 - Resultados analíticos dos parâmetros físicos e químicos das águas superficiais e sua classificação de acordo com a Resolução 357/2005 CONAMA da BHCU no Inverno.

Parâmetros analisados		Unidade de medida	Pontos de monitoramento					Classificação por parâmetro.
			4	5	6	7	8	
Parâmetros físicos	Temperatura	°C	23	*	23	23	23	
	Cor	Pt/Co	192	*	45	43	43	I
	Turbidez	NTU	21,4	*	7,36	3,19	5,66	E
	SDT	mg/L	9,49	*	11,19	8,8	11,29	I
	SST	mg/L	3	*	2	0	4	
Parâmetros Químicos	pH		6,59	*	5,64	5,91	6,36	III
	OD	mg/L	9,62	*	10,5	10,54	10,43	E
	CE	µScm ⁻¹	18,97	*	22,4	17,6	22,6	E
	ALC	mg CaCO ₃ L ⁻¹	11,1	*	12,1	11,2	10,1	
	MO	mg/L	2,88	*	2,24	1,44	0,72	
	Cl ⁻	mg/L	0,861	*	0,341	0	0	I
	SO ₄ ²⁻	mg/L	0,85	*	0,168	0,129	0,149	I
	Ferro total	mg/L	0,616	*	0,657	0,417	0,473	
	DQO Baixo	mg/L	11,75	*	6,33	0	0	
	PT	mg/L	0,03	*	0	0	0	I
	Dureza total	mg/L	19	*	8	7	7	
	Al	mg/L	2,13	*	2,31	1,43	1,53	IV
	Mn	mg/L	0	*	0	0	0	
	Mg	mg/L	0,6	*	0,27	0,98	0,96	
	Na	mg/L	1	*	1	1	1	
	Ca	mg/L	2,18	*	2,19	1,95	2	
	Cu	mg/L	0	*	0	0	0	
	Fe	mg/L	1,62	*	4,36	0,52	0,57	III
Classificação média por ponto			I	*	I	I	I	Classificação Geral Inverno I

Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 4.4 - Concentração dos parâmetros de qualidade da água no Inverno.



Fonte: Elaborado pelo autor.

4.2.2.1 Parâmetros físicos

A **turbidez** ficou na classe Especial, devido principalmente à baixa precipitação, assim como ocorreu no outono. Apresentando tendência de correlação positiva com os SST (Tabela 4.4)

A cor para esta estação também apresentou, no geral, na classe I, a exceção do ponto 4 com a classe II. A matriz de correlação demonstra que cor apresenta alta tendência positiva com o sulfato, pois estes estão envolvidos na oxidação da MO (RIBEIRO, et al., 2016), uma vez que no processo da degradação da MO há liberação de ácidos húmicos e fenólicos responsáveis pelo aumento da cor (RICHTER e NETTO, 1991). O Fe, novamente, apresenta esta tendência, pois associação com a MO pode elevar a cor (Richter e Netto, 1991).

Os **SDT** todos os pontos resultaram na classe I, apresentando tendência de correlação positiva com a CE, porém com valores menores de correlação que o outono (Tabela 4.4) em função novamente da menor entrada de água oriunda da precipitação no sistema.

Tabela 4.4 - Matriz de correlação dos parâmetros físicos e químicos das águas superficiais da BHCU no Inverno de 2019.

	OD	pH	CE	ALC	MO	Cl ⁻	SO ₄ ⁻²	Fe total	Cor	Turbidez	SDT	SST	DQO Baixo	PT	Dureza total	Al	Mg	Ca
pH	-0,77																	
CE	0,30	-0,16																
ALC	0,09	-0,70	-0,08															
MO	-0,71	0,09	-0,29	0,64														
Cl ⁻	-0,91	0,45	-0,18	0,31	0,92													
SO ₄ ⁻²	-1,00	0,71	-0,34	0,00	0,77	0,93												
Fe total	-0,44	-0,07	0,38	0,61	0,78	0,75	0,48											
Cor	-0,99	0,72	-0,37	-0,01	0,76	0,92	1,00	0,45										
Turbidez	-0,98	0,67	-0,20	0,05	0,79	0,97	0,99	0,60	0,98									
SDT	0,30	-0,16	1,00	-0,08	-0,29	-0,17	-0,34	0,38	-0,37	-0,19								
SST	-0,39	0,62	0,67	-0,53	-0,08	0,27	0,31	0,32	0,29	0,40	0,67							
DQO Baixo	-0,84	0,33	-0,09	0,42	0,94	0,99	0,87	0,83	0,86	0,92	-0,09	0,25						
PT	-0,99	0,72	-0,38	-0,02	0,75	0,92	1,00	0,44	1,00	0,98	-0,38	0,29	0,85					
Dureza total	-0,99	0,68	-0,34	0,05	0,80	0,95	1,00	0,51	1,00	0,99	-0,34	0,29	0,89	1,00				
Al	-0,42	-0,14	0,30	0,69	0,82	0,75	0,47	0,99	0,44	0,58	0,31	0,22	0,84	0,43	0,50			
Mg	0,19	0,38	-0,37	-0,80	-0,71	-0,57	-0,24	-0,95	-0,22	-0,37	-0,37	-0,08	-0,69	-0,20	-0,28	-0,97		
Ca	-0,54	0,01	0,29	0,59	0,83	0,82	0,58	0,99	0,55	0,69	0,29	0,32	0,89	0,54	0,61	0,99	-0,92	
Fe	0,07	-0,58	0,46	0,83	0,54	0,34	-0,02	0,85	-0,04	0,12	0,46	-0,01	0,48	-0,05	0,03	0,87	-0,97	0,79

Fonte: Elaborado pelo autor.

4.2.2.2 Parâmetros químicos

O **pH** pontualmente apresentou diferença de classificação para esta estação (inverno) sendo que o ponto 4, localizado a montante, e o ponto 8, próximo a foz, na classe I. Já os pontos 6 e 7 apresentam pH levemente ácido com a classe IV, que pode ser explicado pela decomposição do acúmulo de folhas, galhos da vegetação, matéria orgânica, resultando na liberação de ácido húmicos (ANJINHO *et al.*, 2020) oriundo das partes mais elevadas do terreno (cabeceiras). O potencial hidrogeniônico é uma das variáveis mais importantes devido ao grande número de fatores que podem influenciá-lo (ALMEIDA e SCHWARZBOLD, 2003). No ponto 6 que é uma área de deposição de sedimentos, os SST tendem a se acumular neste período mais seco, aumentando a concentração e diminuindo o transporte (STEVAUX e LATRUBRESSE, 2017) corroborando com o apontado na matriz de correlação que apresentou tendência de correlação positiva com o SST, turbidez, Cor e SO_4 .

O **OD** no geral ficou na classe I, e pontualmente o ponto 4 foi o único desta estação na classe I, em função de uma pequena variação do valor da concentração, estando os outros pontos dentro dos limites da classe Especial.

Assim, como no outono, **CE** no inverno permaneceu na classe Especial. Nesta estação, também, houve tendência de correlação positiva entre a CE e SDT devido ao menor índice de precipitação, o que limita a entrada de material pelo escoamento superficial do qual carrearia íons que iriam corroborar com este parâmetro, como por exemplo o cálcio (Ca) e magnésio (Mg).

O **Cl⁻**, na classe I, por ter sido identificado dentro do limite nos pontos 4 e 6, estando ausente dos pontos 7 e 8. O **SO_4^{2-}** , assim como o Cl, classificou-se na classe I, diferentemente do outono, onde não se identificou sua ocorrência. Ambos os parâmetros apresentam tendência de correlação positiva com a MO devido a dissolução destes elementos em substâncias componentes destes parâmetros.

O **Fe**, no geral, na classe III, como as maiores concentrações, novamente, nos pontos 4 e 6 que, assim como na estação anterior apresentou tendência de correlação positiva com a MO e SDT.

O **Al** apresentou maiores concentrações nesta estação em relação à anterior, com todos os pontos na classe IV da qualidade da água e, assim como o ferro total e dissolvido, este elemento também apresentaram correlação positiva com a MO.

No geral a estação do inverno apresentou bons resultados de qualidade da água, em muito devido à baixa precipitação, visto que esta é responsável pelo carreamento de materiais sólidos aos corpos hídricos. Outro detalhe é que este período possui um grande acúmulo de material orgânico

provenientes da vegetação (serapilheira), que muitas vezes são carregados para leito hídrico durante os períodos de chuvas.

4.2.3 Qualidade da água na Primavera de 2019

A Tabela 4.5 e a Figura 4.5 apresentam os resultados analíticos dos parâmetros físicos e químicos e a classificação de acordo com a Resolução 357/2005 do CONAMA e a Deliberação 36/2012 do CECA da BHCU na primavera. Nesta estação o ponto 5 ainda estava seco, sendo que uma das contribuições para isso é a supressão da vegetação ciliar. Na região da bacia a primavera é caracterizada pelo início do período chuvoso, com grande acúmulo de serrapilheira oriundo da própria vegetação, em decorrência das estações anteriores (INKOTTE *et al.*, 2022). Conforme a análise dos dados, de modo geral, todos os parâmetros apontaram aumento dos seus índices.

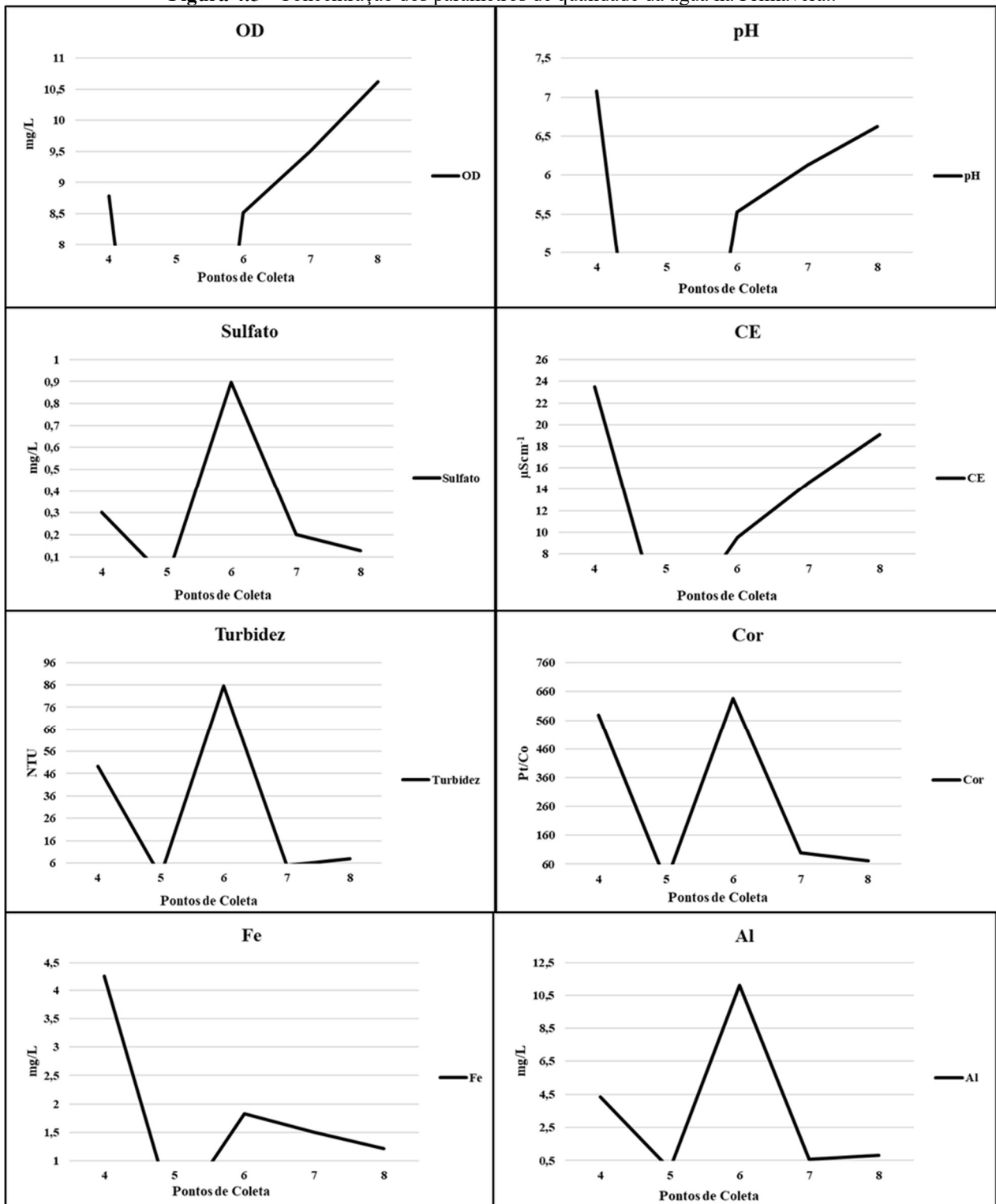
Tabela 4.5 - Resultados analíticos dos parâmetros físicos e químicos das águas superficiais e sua classificação de acordo com a Resolução 357/2005 CONAMA da BHCU na Primavera.

Parâmetros analisados		Unidade de medida	Pontos de monitoramento					Classificação por parâmetro.
			4	5	6	7	8	
Parâmetros físicos	Temperatura	°C	20	*	20	20	20	
	Cor	Pt/Co	579	*	637	99	71	II
	Turbidez	NTU	49,4	*	85,7	4,94	7,95	I
	SDT	mg/L	11,76	*	4,67	7,29	9,53	I
	SST	mg/L	13	*	0	0	1	
Parâmetros Químicos	pH		7,08	*	5,53	6,13	6,62	II
	OD	mg/L	8,78	*	8,52	9,5	10,62	I
	CE	µScm ⁻¹	23,5	*	9,53	14,58	19,06	E
	ALC	mg CaCO ₃ L ⁻¹	8,6	*	5,9	9,1	9,9	
	MO	mg/L	4,64	*	4,48	0	0	
	Cl ⁻	mg/L	2,152	*	0,472	0	0	I
	SO ₄ ²⁻	mg/L	0,301	*	0,897	0,202	0,127	I
	Ferro total	mg/L	4,85	*	1,574	1,706	0,739	
	DQO Baixo	mg/L	74,28	*	9,92	21,06	0	
	PT	mg/L	0,07	*	0,06	0	0	I
	Dureza total	mg/L	1	*	3	26	8	
	Al	mg/L	4,34	*	11,08	0,58	0,82	IV
	Mn	mg/L	0	*	0	0	0	-
	Mg	mg/L	0,75	*	0,75	0,78	1,06	
	Na	mg/L	1	*	1	0	0	
	Ca	mg/L	3,16	*	2,4	3,26	4,03	
	Cu	mg/L	0,03	*	0,13	0,03	0,03	
	Fe	mg/L	4,25	*	1,83	1,5	1,21	III
Classificação média por ponto			II		II	I	I	Classificação Geral Primavera II

*não apresentou água suficiente em superfície.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 4.5 - Concentração dos parâmetros de qualidade da água na Primavera..



Fonte: Elaborado pelo autor.

4.2.3.1 Parâmetros físicos

A **turbidez**, apresentou variações na concentração entre os pontos amostrais, assim como em outros trabalhos (Antunes et al., 2014; Rossiter et al., 2015; Amorim et al., 2017), sendo que os pontos 4 e 6 na classe II e os pontos 7 e 8 na classe especial.

A **cor** apresentou, no geral, na classe 2, e pontualmente, com exceção do ponto 7 na classe I, os demais foram na classe II. Observa-se que houve um aumento na concentração deste parâmetro em relação aos períodos anteriores, principalmente devido ao acréscimo da concentração de substâncias dissolvidas como é o caso do SO_4^{2-} , Fe e da MO, registrando-se tendência de correlação positiva entre estes elementos (Tabela 4.6).

Tabela 4.6 - Matriz de correlação dos parâmetros físicos e químicos das águas superficiais da BHCU no Primavera de 2019.

	OD	pH	CE	ALC	MO	Cl ⁻	SO ₄ ⁻²	Fe total	Cor	Turbidez	SDT	SST	DQO Baixo	PT	Dureza total	Al	Mg	Ca	Cu
pH	0,31																		
CE	0,28	1,00																	
ALC	0,81	0,71	0,68																
MO	-0,86	-0,04	-0,01	-0,73															
Cl ⁻	-0,57	0,59	0,62	-0,13	0,76														
SO ₄ ⁻²	-0,74	-0,73	-0,71	-0,99	0,70	0,06													
Fe total	-0,57	0,60	0,62	-0,05	0,65	0,97	-0,04												
Cor	-0,89	-0,15	-0,12	-0,80	0,99	0,69	0,77	0,58											
Turbidez	-0,83	-0,41	-0,39	-0,93	0,91	0,42	0,92	0,29	0,95										
SDT	0,29	1,00	1,00	0,69	-0,01	0,61	-0,71	0,62	-0,12	-0,39									
SST	-0,35	0,78	0,80	0,13	0,57	0,97	-0,20	0,95	0,48	0,18	0,80								
DQO Baixo	-0,51	0,64	0,66	0,04	0,57	0,94	-0,13	0,99	0,50	0,19	0,66	0,95							
PT	-0,85	0,04	0,07	-0,68	1,00	0,81	0,64	0,71	0,98	0,87	0,07	0,63	0,63						
Dureza total	0,34	-0,22	-0,24	0,40	-0,76	-0,61	-0,44	-0,40	-0,73	-0,69	-0,23	-0,52	-0,31	-0,76					
Al	-0,77	-0,58	-0,55	-0,97	0,81	0,24	0,98	0,11	0,87	0,98	-0,56	-0,02	0,00	0,76	-0,60				
Mg	0,93	0,27	0,25	0,63	-0,65	-0,48	-0,53	-0,58	-0,68	-0,58	0,25	-0,31	-0,56	-0,65	0,01	-0,52			
Ca	0,93	0,63	0,61	0,95	-0,74	-0,24	-0,90	-0,23	-0,80	-0,86	0,61	0,01	-0,17	-0,69	0,23	-0,87	0,85		
Cu	-0,59	-0,81	-0,79	-0,95	0,56	-0,12	0,98	-0,24	0,64	0,85	-0,80	-0,37	-0,33	0,49	-0,38	0,94	-0,38	-0,81	
Fe	-0,57	0,61	0,63	-0,09	0,72	0,99	0,01	0,99	0,64	0,37	0,62	0,97	0,97	0,77	-0,53	0,18	-0,52	-0,23	-0,18

Fonte: Elaborado pelo autor.

4.2.3.2 Parâmetros químicos

O **pH**, no geral, apresentou-se na classe II e pontualmente apenas o ponto 6 na classe IV e os demais na classe I. Isto pode estar relacionado as características físicas do ponto 6. Este parâmetro apresentou tendência de correlação positiva com CE e SDT, SST, Fe total e Fe (Tabela 10), correlação esta já observada em alguns parâmetros nas estações anteriores.

O **pH**, no geral, resultou na classe II e pontualmente apenas o ponto na classe IV e os demais na classe I. O pH é resultado de inúmeras reações químicas ocorridas na água em função das condições ambientais (RIBEIRO, 2010; FREITAS, 2017) ou até mesmo pode estar relacionada a característica do cerrado desta região que apresenta valor 5.3 (SILVA et al., 2006). Sendo que este apresentou tendência de correlação positiva muito elevada para a CE, SDT, SST, Fe total e Fe (Tabela 4.6).

O **OD** nos pontos 4, 6 e 7 apresentaram-se na classe I e o ponto 8 na classe Especial, observou-se que houve diminuição da concentração deste parâmetro em relação as estações anteriores. Isto pode estar relacionado ao aumento da concentração de SST, da temperatura da água superficial absorvida pelos sólidos (Kannel et al., 2007; Naveedullah et al., 2016), pela MO, DQO e o Fe, resultando em maior consumo de OD. Tanto que a matriz de correlação (Tabela 4.6) apresentou que o OD possui tendência de correlação negativa com os SST, MO, Fe e DQO

A **CE** permaneceu na classe Especial, assim como nas estações anteriores, e também apresentou tendência de correlação positiva muito elevada para o pH e os SDT, e elevado para os parâmetros ALC, Fe, Cl^- , SST e Ca. Isto pode ser explicado pela entrada de materiais no corpo hídrico, em função do aumento da precipitação e, conseqüentemente, na liberação de íons de Fe e Ca dos quais demonstraram tendência de correlação positiva.

O **Cl^-** foi outro parâmetro que permaneceu na mesma classe que o Outono e não detectado nos pontos 7 e 8. Já o SO_4^{2-} , assim como o cloreto, permaneceu na classe I, em relação à estação anterior.

O **P total** pontualmente se apresentou apenas no ponto 4 com a classe II e no ponto 6 na classe III. O fósforo total também apresentou elevada tendência de correlação positiva com a MO, podendo estar associado a ações antrópicas ou naturais (VON SPERLING e CHERNICHARO, 2002; OLIVEIRA et al., 2017). A concentração deste elemento também pode estar associada ao acúmulo de matéria orgânica oriundo de material vegetal (ANDRADE et al., 2008), da dissociação de sedimentos em suspensão e da lixiviação do solo pela precipitação (MARINS et al., 2007; SANTOS et al., 2010) carregado ao corpo d'água.

O Fe, no geral, com a classe III, com tendência de correlação positiva entre os parâmetros cor, turbidez, DQO, SDT e SST, os quais já apresentavam esta característica de correlação nas estações anteriores.

O Al permaneceu na classe IV, tendo aumentado sua concentração: no ponto 4 a concentração foi dobrada e no ponto 6 triplicada. Já os pontos 7 e 8 apresentaram uma queda na concentração, na classe III.

4.2.4 Qualidade da água no Verão de 2020

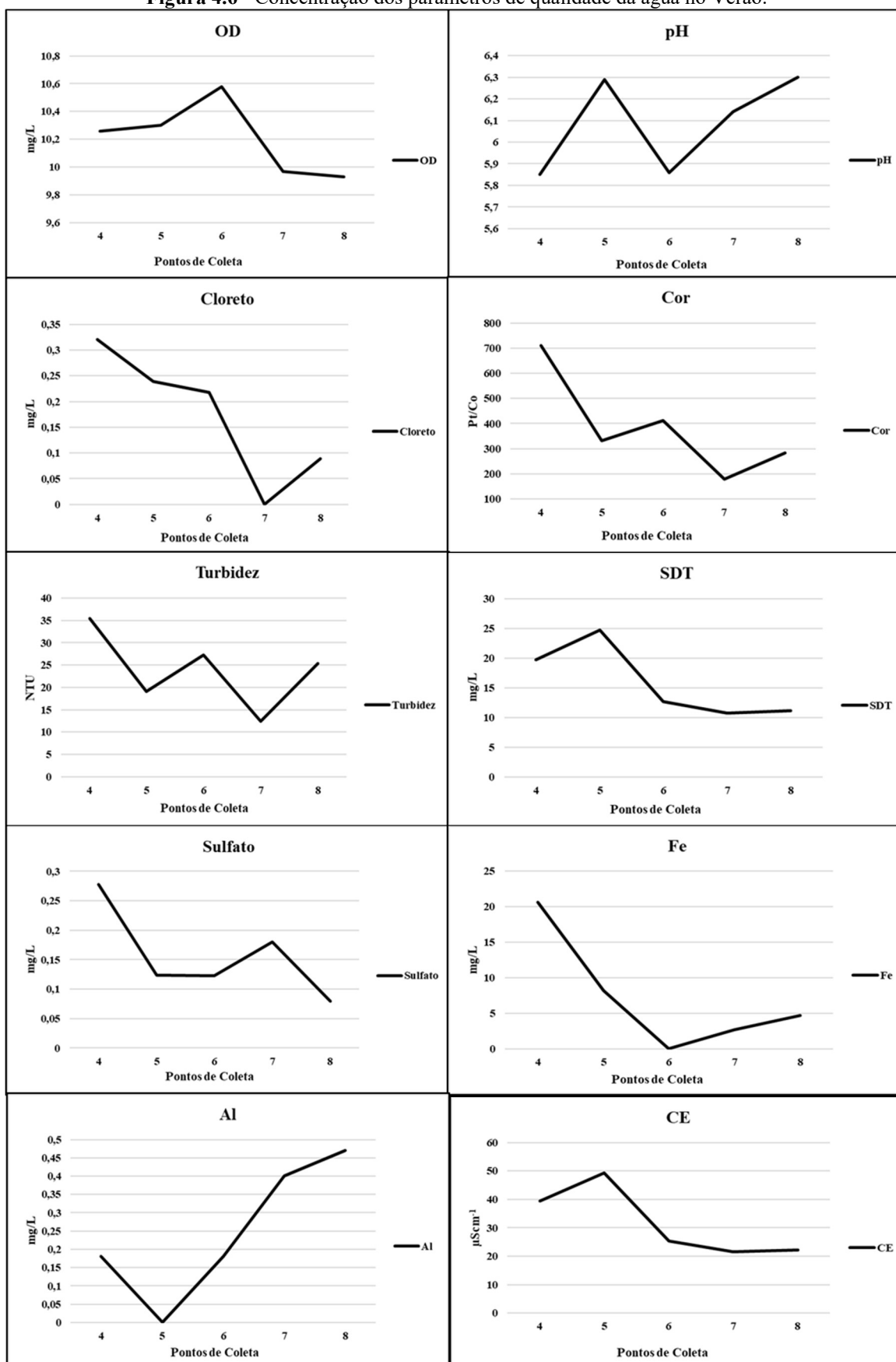
O Tabela 4.7 e a Figura 4.6 apresentam os resultados analíticos dos parâmetros físicos e químicos e a classificação de acordo com a Resolução 357/2005 do CONAMA BHCU e a Deliberação 36/2012 do CECA no Verão. Esta estação é caracterizada pelo aumento da precipitação, bem como, no volume da densidade vegetal e da temperatura proporcionando o aceleração de processos de decomposição da serrapilheira. Apresentou ao final a classe III, bem diferente ao observado nas demais estações.

Tabela 4.7 - Resultados analíticos dos parâmetros físicos e químicos das águas superficiais e sua classificação de acordo com a Resolução 357/2005 CONAMA da BHCU no Verão.

Parâmetros analisados		Unidade de Medida	Pontos de monitoramento					Classificação por parâmetro.
			4	5	6	7	8	
Parâmetro s físicos	Temperatura	°C	19,6	20	19,8	19,8	19,7	
	Cor	Pt/Co	712	332	412	178	284	II
	Turbidez	NTU	35,4	19,1	27,3	12,4	25,4	I
	SDT	mg/L	19,75	24,7	12,65	10,75	11,15	I
	SST	mg/L	45	16	0	0	1	
Parâmetros Químicos	pH		5,85	6,29	5,86	6,14	6,3	II
	OD	mg/L	10,26	10,3	10,58	9,97	9,93	I
	CE	µScm ⁻¹	39,5	49,4	25,3	21,5	22,3	E
	ALC	mg CaCO3 L ⁻¹	20,7	26,5	11,2	10,4	12,1	
	MO	mg/L	6,08	8,56	6,82	6,8	5,28	
	Cl ⁻	mg/L	0,321	0,239	0,218	0	0,089	I
	SO ₄ ²⁻	mg/L	0,278	0,124	0,123	0,18	0,08	I
	Ferro total	mg/L	5,278	5,774	11,655	2,905	5,122	
	DQO	mg/L	25,47	35,88	45,96	216,65	26,59	
	PT	mg/L	0	0,004	0,003	0	0,001	I
	Dureza total	mg/L	5	18	0	12	17	
	Al	mg/L	0,18	0	0,18	0,04	0,47	II
	Mn	mg/L	0	0	0	0	0	-
	Mg	mg/L	1,53	2,43	0,68	0,95	0,93	
	Na	mg/L	1	1	1	1	1	
	Ca	mg/L	1,48	2,72	1,51	1,74	1,61	
	Cu	mg/L	0,04	0,05	0,05	0,05	0,06	
	Fe	mg/L	20,6	8,19	0,05	2,75	4,68	III
Classificação média por ponto			II	I	I	I	I	Classificação Geral Verão I

Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 4.6 - Concentração dos parâmetros de qualidade da água no Verão.



4.2.4.1 Parâmetros físicos

As concentrações de **Turbidez** no verão nos pontos 5 e 7 resultaram na classe Especial e os pontos 4, 6 e 8 na classe I. No geral, este parâmetro ficou com a classe I, também apresenta tendência de correlação positiva com a SST e Fe (Tabela 4.8). É importante destacar que nesta estação houve alterações no uso e cobertura da terra, nomeadamente a colheita da silvicultura próximo aos pontos 4 e 6, os quais não apresentaram grandes alterações como o aumento da concentração de SST e MO, e possuem a tendência de aumentar sua concentração no período chuvoso, como já observado em outros trabalhos (ANJINHO *et al.*, 2020). Alerta-se que alterações do uso e cobertura da terra, como a atividade de colheita, relacionam-se no acréscimo da concentração de sólidos na água (ENSIGN e MALLIN, 2001; LIMA e ZAKIA, 2006).

O **SDT** em todos os pontos analisados apresentou-se na classe I, sendo que se esperava maiores valores destes parâmetros para o verão devido ao maior volume pluviométrico, com consequente maior aporte de nutrientes carregados nas descargas de água. Vale salientar que a densidade da vegetação no verão é maior que nas duas estações anteriores e também há outro fator colaborativo, pois conforme Stevaux e Latrubresse (2017), o tempo de depuração em sistemas hidrográficos de pequeno porte é rápido após precipitações. Neste sentido confirma este parâmetro resultar em tendência de correlação positiva com a CE, Cl⁻, ALC, Fe e o Ca (Tabela 4.8). Os valores mais altos de SDT e SST foram detectados em áreas que contém pastagem, como pontos 4 e 5, locais cujo o aumento da concentração de SDT pode desequilibrar as reações bioquímicas (WANG *et al.*, 2013). Nos demais pontos, os quais continha vegetação ciliar e silvicultura, foram registradas menores concentrações de SDT e SST.

A **Cor** apresentou concentrações variadas nos pontos de coleta sendo as maiores no verão em. Isso se deve ao aumento da precipitação, que ocasionou o aumento das substâncias dissolvidas e de materiais orgânicos, com registro de tendência de correlação positiva entre a SO₄⁻², SST, Fe e a Turbidez (Tabela 4.8).

Tabela 4.8 - Tabela 4.6 - Matriz de correlação dos parâmetros físicos e químicos das águas superficiais da BHCU no verão de 2020.

	OD	pH	CE	ALK	MO	Cl ⁻	SO ₄ ⁻²	Fe total	Cor	Turbidez	SDT	SST	DQO	PT	Dureza	Al	Mg	Ca	Cu
pH	-0,63																		
CE	0,36	0,06																	
ALK	0,24	0,16	0,99																
MO	0,43	0,19	0,66	0,61															
Cl ⁻	0,70	-0,52	0,73	0,68	0,22														
SO ₄ ⁻²	0,08	-0,63	0,28	0,26	-0,08	0,43													
Fe total	0,87	-0,52	-0,04	-0,13	0,10	0,44	-0,28												
Cor	0,46	-0,71	0,45	0,42	-0,18	0,88	0,70	0,25											
Turbidez	0,40	-0,62	0,20	0,19	-0,45	0,77	0,40	0,41	0,90										
SDT	0,36	0,06	1,00	0,99	0,66	0,73	0,28	-0,04	0,45	0,20									
SST	0,17	-0,42	0,66	0,66	0,00	0,77	0,81	-0,18	0,88	0,65	0,66								
DQO	-0,42	0,10	-0,46	-0,47	0,09	-0,75	0,13	-0,48	-0,59	-0,76	-0,46	-0,41							
PT	0,62	0,21	0,48	0,43	0,72	0,34	-0,56	0,59	-0,15	-0,12	0,48	-0,24	-0,42						
Dureza	-0,69	0,97	0,21	0,32	0,19	-0,40	-0,43	-0,66	-0,55	-0,53	0,21	-0,19	0,07	0,10					
Al	-0,74	0,22	-0,87	-0,80	-0,79	-0,77	-0,20	-0,38	-0,42	-0,19	-0,87	-0,45	0,41	-0,70	0,15				
Mg	0,10	0,35	0,95	0,97	0,70	0,48	0,15	-0,27	0,19	-0,06	0,95	0,51	-0,30	0,44	0,49	-0,73			
Ca	0,05	0,62	0,71	0,72	0,85	0,10	-0,29	-0,19	-0,31	-0,48	0,71	-0,02	-0,06	0,67	0,65	-0,61	0,85		
Cu	-0,44	0,72	-0,49	-0,43	-0,23	-0,64	-0,92	-0,02	-0,75	-0,41	-0,49	-0,80	0,00	0,19	0,55	0,54	-0,30	0,09	
Fe	-0,01	-0,30	0,60	0,62	-0,11	0,66	0,78	-0,33	0,82	0,62	0,60	0,98	-0,38	-0,35	-0,06	-0,31	0,49	-0,03	-0,70

Fonte: Elaborado pelo autor.

4.2.4.2 Parâmetros químicos

O **pH** apresentou nível de acidez levemente elevada, com a classe IV, para os pontos 4 e 6 (Tabela 4.7). O período de maior precipitação influencia o aumento da acidez (menor pH) da água (DAMASCENO *et al.*, 2015; ALVARENGA *et al.*, 2016; BEN-ELEDO *et al.*, 2017), que pode estar relacionado ao acréscimo do teor de ácidos orgânicos, devido ao carreamento e deposição material vegetal orgânico, na aceleração do processo de decomposição liberando ácidos (ANJINHO *et al.*, 2020). O pH demonstrou tendência de correlação negativa como a MO, de tal modo que, à medida que os processos decomposição se aceleram ocorre o aumento do pH. Já os pontos 5, 7 e 8 se classificaram no limite estabelecido para a classe I (Tabela 4.7). Salienta-se que, apesar dos pontos 4 e 6 terem pouco em comum quanto ao uso e cobertura da terra, ambos apresentaram os parâmetros mais alterados entre todas as estações analisadas, principalmente o ponto 6.

O **OD**, que é o principal parâmetro responsável pela vida aquática (NAVEEDULLAH *et al.*, 2016), registrou bons valores em todos os pontos sendo os pontos 4, 5 e 6 na classe Especial e os pontos 7 e 8 na classe I (Tabela 4.7), indicando que houve maior oxigenação da água, nesta estação e que pode estar relacionada ao aumento do volume d'água da precipitação, como já evidenciado em alguns trabalhos (ZANATA *et al.*, 2015; ARAUJO *et al.*, 2018).

A **CE** demonstrou estar dentro dos padrões da Resolução 357/2005 do CONAMA alcançando a classificação Especial em todos os pontos para esta estação. Observou-se que no verão a CE alcançou os maiores valores assim como a maioria das demais variáveis em função do aumento da precipitação e do escoamento da água, possuindo como contribuintes principais os íons Ca, Mg, Cl e SO₄. Por isso, também em função da precipitação, os SDT, SST, bem como o ALC, CE, Mg e Cl apresentam tendência de correlação positiva com este parâmetro (Tabela 4.8).

A **ALC** apresentou os maiores valores nesta estação, com destaque para os pontos 4 e 5. Com tendência de correlação positiva com SDT, SST, PT, Cl⁻, Ca e Mg (Tabela 12) em função do aumento da precipitação e a disponibilidades de íons originados da dissolução de rocha e solos (LIMA e ZAKIA, 2006; RIBEIRO, 2009; CRUZ *et al.*, 2016).

Os parâmetros **Cl⁻** e **SO₄⁻²** em todos os pontos valores na classe I. Os sulfatos detectados em recursos de água natural também são íons que podem ser oriundos da dissolução de solos e rochas (FERNANDES *et al.*, 2012). O Cl⁻ apresentou tendência de correlação positiva com turbidez, SDT e SST, já o SO₄⁻² com a Cor, SST e Fe.

O **P total** na classe especial nos pontos 4 e 7 e nos pontos 5, 6 e 8 na classe I. O P total apresentou tendência de correlação positiva com a MO (Tabela 4.8). Não apenas o P, mas o nitrogênio e K são nutrientes que podem estar relacionados ao aumento da descarga de água, do deflúvio, sobre área de exploração florestal (MALMER e GRIP, 1994; VITAL, LIMA e CARMAGO, 1999).

O **Al** apresentou-se na classe Especial no ponto 5; classe I no ponto 7; classe II nos pontos 4 e 6, e classe III no ponto 8. No geral, para o verão, este metal pesado na classe II, apresentando tendência de correlação negativa com a MO, ALC, CE e o OD.

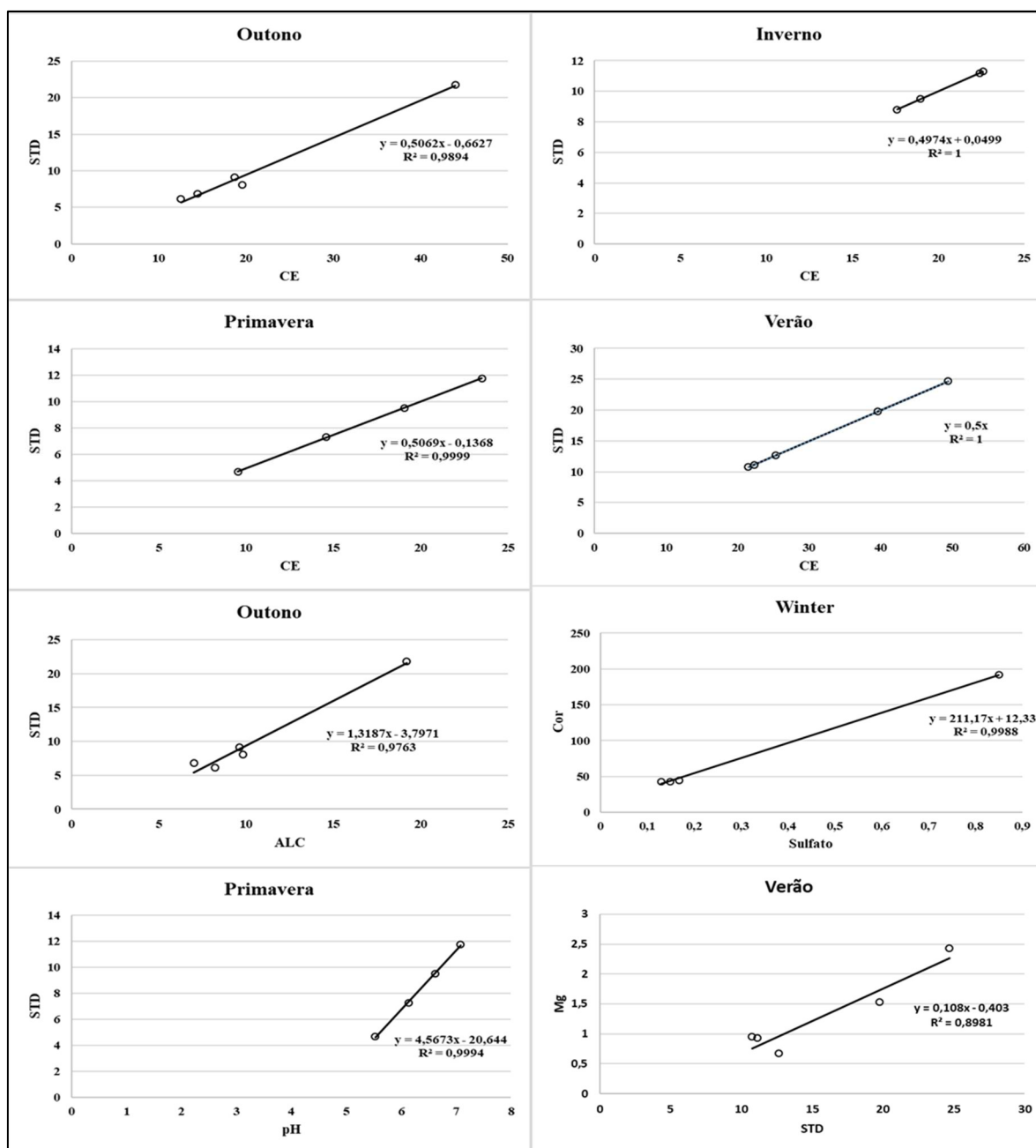
O **Fe total** (dissolvido mais em suspensão) apresentou concentrações elevadas nesta estação sendo que o **Fe** as maiores concentrações nos pontos 4, 5, 7 e 8 com a classe III no geral, isto se deve as condições naturais com a formação geológica (IPT, 1981) e pedológica da bacia, visto que há ocorrência da concentração de ferro nas demais estações.

O **Al** e **Fe**, são metais pesados que constituem substâncias limitadoras ao consumo humano e no uso industrial podendo ser também uma característica de origem natural ou antrópica (VALONES *et al.*, 2018). O ferro é um dos elementos mais abundantes na crosta terrestre (WHO, 2011), mas em certas concentrações podem atribuir não apenas cor como e sabor e odor na água (VON SPERLING e CHERNICHARO, 2002) e em concentrações acima de 1 mg/L pode também ser prejudicial a vida aquática (USEPA, 2013).

4.2.5 Variação temporal e espacial da qualidade da água

A qualidade da água apresenta variações na concentração de seus elementos em função de diversos fatores, incluindo o uso e cobertura da terra e o tempo (Rodrigues *et al.*, 2018). Em todas as estações, por exemplo, os parâmetros SDT e CE apresentam o R^2 acima de 0,98 (Figura 4.3), sendo os únicos em todas as estações a manterem a ocorrência de R^2 elevados, pois estão associados à ocorrência de diversos parâmetros com Ca, Mg, ALC, pH e Dureza. Outros parâmetros como OD x Ph e SDT x ALC apresentaram influência da sazonalidade, pois a medida que aumenta o volume da precipitação a concentração do OD aumenta, em função do maior turbilhonamento da água, em consequência cresce a concentração de sais dissolvidos, do TDS e do pH. Tanto que Mendes e Ferreira (2014) detectaram correlação negativa entre a precipitação e o pH e atribuíram este resultado à lixiviação dos solos do Cerrado, dos quais são naturalmente ácidos, atribuição essa também relatada por Anjinho *et al.* (2020).

Figura 4.7 - Gráficos de dispersão e linhas de tendências associados aos parâmetros físico-químicos da qualidade da água.



Fonte: Elaborado pelo autor.

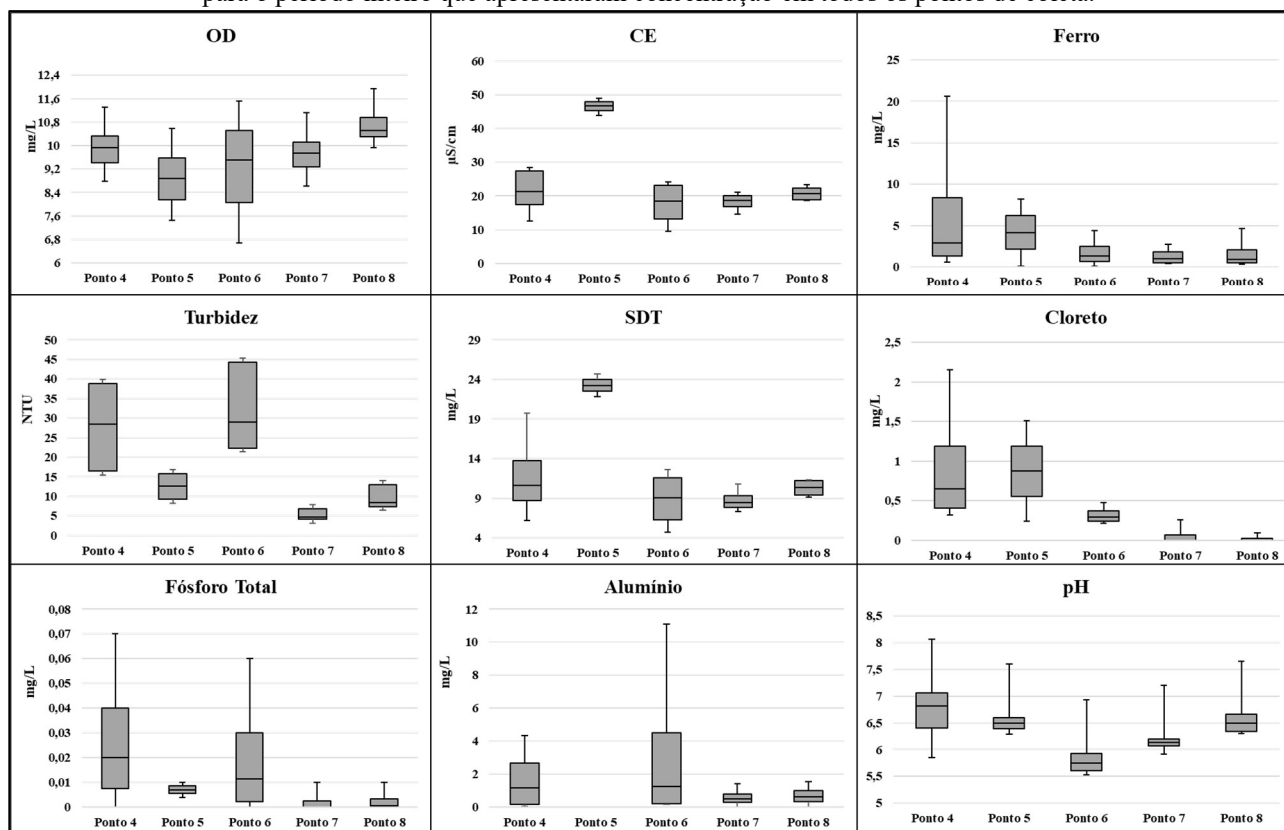
Os parâmetros ALC e SDT, no outono, resultaram em R^2 de 0,97, em função da associação com a CE e os íons Ca, Mg, Cl⁻ e Cu, já apresentados nas matrizes de tendência. Pode-se inferir, que este par de parâmetros estão correlacionados a sazonalidade, além do SDT e CE, pois a medida que diminui a entrada de água no sistema, precipitação, a tendência de correlação torna-se praticamente nula.

O SO₄²⁻ e Cor, na primavera, resultou em R^2 de 0,99, ambos associados a Turbidez e ao SDT. O pH e o SDT, na primavera, também resultaram em R^2 de 0,99, também associadas aos cátions Ca

e Mg, que por sua vez, estão associados aos parâmetros CE e ALC. Observa-se também que estas associações estão ocorrendo entre os parâmetros organolépticos da água. O SDT e o Mg, também resultaram em um R^2 0,89, estes envolvidos com a CE, ALC e ao SDT.

A qualidade da água apresenta variações na concentração de seus elementos em função de diversos fatores, incluindo o uso e cobertura da terra e o tempo (OLIVEIRA, 2014; MEDEIROS, 2016; RODRIGUES *et al.*, 2018). A Figura 4.4 apresenta a concentração de alguns dos parâmetros para o período inteiro que se destacaram na análise.

Figura 4.8 - Boxpot dos quartil de alguns parâmetros classificados pela resolução 357/2005 por área de contribuição para o período inteiro que apresentaram concentração em todos os pontos de coleta.



Fonte: Elaborado pelo autor.

A amostragem em quartil da Figura 4.3 demonstrou que nos pontos 4, 5 e 6 foram os que se destacaram em função da ocorrência das concentrações entre os parâmetros avaliados, o que pode estar relacionado às feições erosivas e a intervenções antrópicas como criação de gado, reforma de pasto e as áreas de silvicultura colhida, haja visto que esta última condição (colheita de florestas

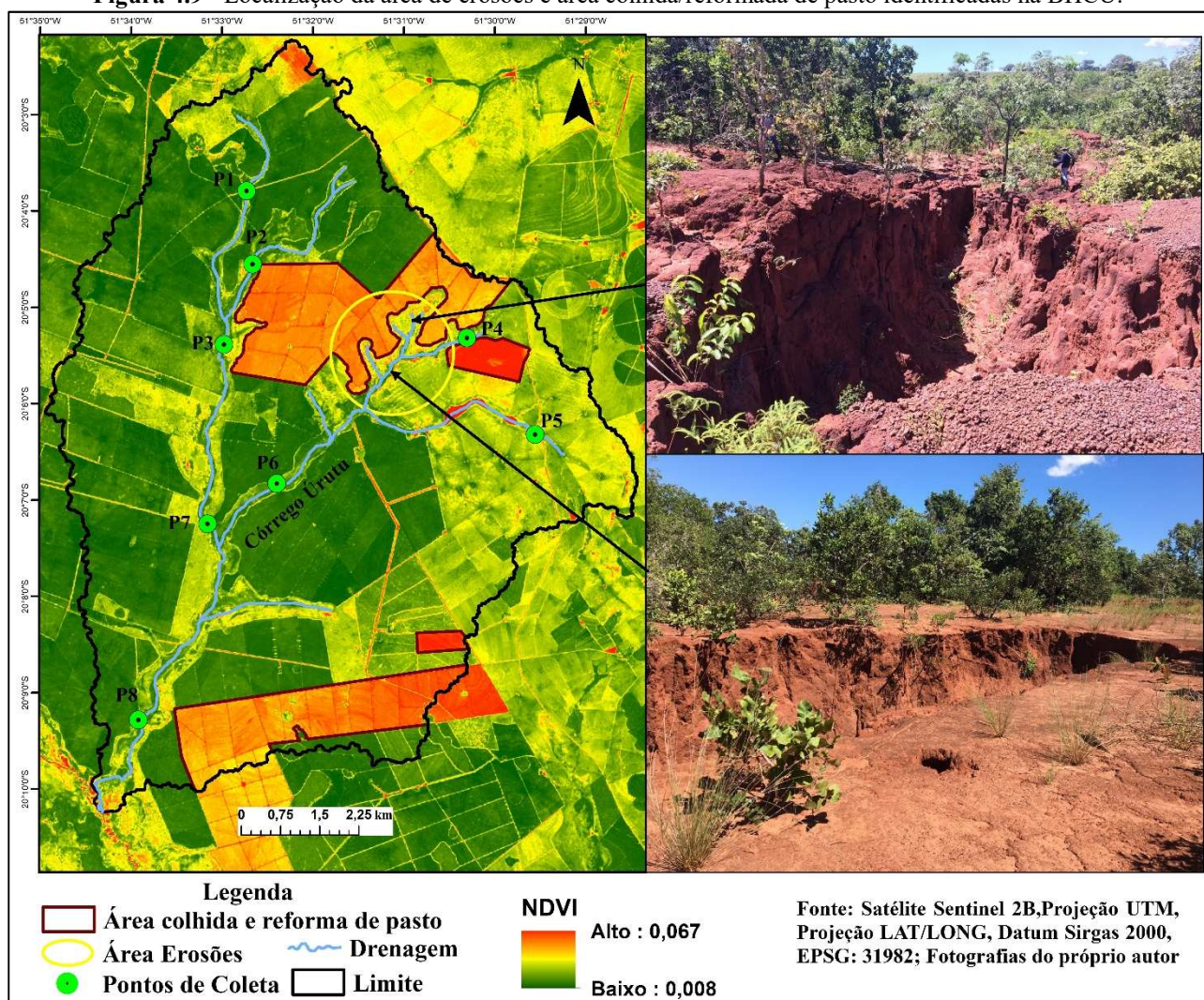
plantadas) altera as concentrações de nutrientes e sedimentos em corpos hídricos (RODRIGUES *et al.*, 2019).

Os pontos 4, 5 e 6 estão localizados sobre áreas de pastagem em sua maior parte destinada a criação de gado, o que pode estar influenciando o aumento das concentrações dos parâmetros, pois as maiores concentrações de fósforo total estão sobre estas áreas, visto que este parâmetro está muito associado a análise de impactos das atividades agropecuárias (ASSIS e AZEVEDO LOPES, 2017).

Outro agravante é a supressão da vegetação ripária que é importante na contenção/barreira de entrada de elementos orgânicos e inorgânicos no corpo hídrico (CONNOLLY *et al.*, 2015), visto que as zonas ripárias há muito são conhecidas por auxiliar a estabilidade da biodiversidade e na qualidade da água (SOUZA *et al.*, 2013; FERNANDES *et al.*, 2014; KEIR *et al.*, 2015). Uma vez que nos pontos 6 e, principalmente, no 5 a vegetação ripária está muito comprometida.

Ainda no ponto 6 além da influência da agropecuária, há também a ação das atividades de colheita da silvicultura e os processos erosivos instalados no canal (Figura 4.5) que podem estar influenciando a entrada de elementos/materiais que corroboram com o aumento da pH, tanto que as concentrações de turbidez e alumínio foram maiores.

Figura 4.9 - Localização da área de erosões e área colhida/reformada de pasto identificadas na BHCU.



Fonte: Mapeamento do *Normalized Defference Vegetation Index* (NDVI), estação do verão exposta no Capítulo 3; fotografias retiradas em campo.

A ocorrência da concentração de alguns parâmetros não apenas no ponto 6 como nos 4 e 5 já vem sendo observada desde de a primeira coleta, como os parâmetros turbidez, SDT, Al, pH e Fe. Muitas destas altas concentrações como do Fe, Al e pH foram maiores devido, provavelmente, as características químicas do solo, pois estes elementos são abundantes nos solos do cerrado brasileiro, os quais podem estar influenciando a qualidade água, pois nesta região da área de estudo o pH do solo foi registrado valor 5.3 (SILVA et al., 2006). Além do mais, o Fe pode estar associado com a Formação Santo Anastácio, pois esta apresenta camada limonítica rica em ferro (IPT, 1981).

Os pontos 7 e 8 foram os que apresentaram as concentrações dos parâmetros com melhores classificações, que podem estar relacionadas as classes de uso e cobertura da terra, pois estes apresentaram juntos a maior área de florestas plantadas e de vegetação natural. Além do mais, a

qualidade da água pode estar relacionada a diversos fatores como a sazonalidade, configuração do uso e cobertura da terra, da escala espacial e temporal e outras características intrínsecas (XIAO et al., 2016).

4.3 Considerações finais

Este estudo demonstrou que a metodologia adotada no monitoramento da qualidade da água foi capaz de identificar alterações sazonais nos parâmetros físico-químicos da bacia hidrográfica.

A qualidade da água foi classificada na classe I no geral entre as estações, com exceção da primavera, com a classe II. A primavera é o período mais preocupante, pois foi a estação que no geral apresentou concentração elevada em diversos parâmetros como Cor, Al, Fe e P em detrimento do aumento da precipitação e menor densidade de cobertura vegetal.

Destacou-se que o ponto 6 exibiu altas concentrações dos parâmetros pH, Fe, Al, reflexo dos pontos 4 e 5, os quais estão em sua maior parte sobre a pastagem, com valores elevados de erodibilidade e assentados sobre o Argissolo, em consequência também dos diversos processos erosivos a jusante deste ponto e por ser uma área de deposição.

O ponto 7 é composto pelos pontos 1, 2 e 3 com as mesmas características de solo e erodibilidade que o ponto 6, mas com maior parte sobre a cobertura vegetal de florestas plantadas, o qual apontou para uma melhor classificação da qualidade da água. Sendo dois contrapontos, entre uma composição de área recoberta por pastagem e outra sobre florestas plantadas/nativas, que refletiram na qualidade da água, indicando que esta segunda cobertura vegetal proporcionou melhor condição na classificação da qualidade da água.

De acordo com os resultados obtidos neste capítulo e no capítulo 3 sugere-se a adoção das seguintes medidas:

- a) A recomposição e recuperação da vegetação ciliar nas áreas de nascente, em especial no ponto 5.
- b) Aplicação de manejo conservacionista nas áreas de pastagem (pontos 4 e 5).
- c) Implantação de um plano de recuperação das áreas afetadas pelos processos erosivos instalados na bacia.
- d) Monitoramento da vazão nos pontos de coleta.
- e) Análise química do solo na intenção de observar se há relação com os parâmetros como Fe e Al, os quais apresentaram concentrações elevadas entres as estações.

4.4 Referências Bibliográficas

ABBOTT, B. W.; BISHOP, K.; ZARNETSKE, J. P. ; MINAUDO, C.; CHAPIN II, F.S.; DRAUSE, S.; HANNAH, D. M.; CONNER, L.; ELLISON, D.; GODSEY, S. E.; PLONT, S.; MARÇAIS, J. ; KOLBE, T.; HUEBNER, A.; FREI, R.J.; HAMPTON, T.; GU, S.; BUHMAN, M.; SAYEDI, S.S.; URSACHE, O.; CHAPIN, M.; HENDERSON, K.D.; PINAY, G. Human domination of the global water cycle absent from depictions and perceptions. **Nature Geoscience** 12, 533–540, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41561-019-0374-y>

APHA. Standard methods for examination of water and wastewater, 21st edn. American Public Health Association, Washington, D.C, 2005.

ANDRIETTI, G.; FREIRE, R.; AMARAL, A. G.; ALMEIDA, F. T.; BONGIOVANI, M. C.; SCHNEIDER, R. M. Índices de qualidade da água e de estado trófico do rio Caiabi, MT. **Ambiente & Água - an Interdisciplinary Journal of Applied Science**, 11(1), 162–175, 2016. DOI: <https://doi.org/10.4136/1980-993X>

ALMEIDA, M. A. B., SCHWARZBOLD, A. Avaliação sazonal da qualidade das águas de Arroio da Cria Montenegro, RS com aplicação de um índice de qualidade da água. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.8, n.1, p.81-97, 2003.

ALVARENGA, L. A.; MELLO, C. R.; COLOMBO, A.; CUARTAS, L. A.; CHOU, S. C. Hydrological responses to climate changes in a headwater watershed. **Ciência e Agrotecnologia**, 40: p. 647-657, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1590/1413-70542016406027716>

ALVES, E. C. **Monitoramento da Qualidade da Água da Bacia do Rio Pirapó**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Universidade Estadual de Maringá, 2006.

AMÂNCIO, D. V.; COELHO, G.; MARQUES, R. F. P. V; VIOLA, M. R.; MELLO, C. Qualidade Da Água Nas Sub-Bacias Hidrográficas Dos Rios Capivari E Mortes Minas Gerais. **Scientia Agraria**, 19 (1), 12, 2018. DOI: <https://doi.org/10.5380/rsa.v19i1.53175>

AMORIM, D. G.; CAVALCANTI, P. R. S.; SOARES, L. S.; AMORIM, P. E. C. Enquadramento e avaliação do índice de qualidade da água dos igarapés Rabo de Porco e Precuá, localizados na área da Refinaria Premium I, município de Bacabeira (MA). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 22, n. 2, p. 251-259, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522016131212>

ANDRADE, N. L. R.; SANCHES, L.; PINTO JÚNIOR, O. B.; DIAS, C. A. A.; NOGUEIRA, J. D. S. Macro-Nutrientes no lençol freático em floresta intacta, floresta de manejo e pastagem no norte de Mato Grosso. **Acta Amazônica**, v.38, 667–671, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0044-59672008000400009>

ANJINHO, P. S.; NEVES, G. L.; BARBOSA, M. A. G. A.; MAUAD, F. F. Análise da qualidade das águas e do estado trófico de cursos hídricos afluentes ao reservatório do Lobo, Itirapina, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira Geografia Física**, 13: 364-376, 2020. DOI: <https://doi.org/10.26848/rbgf.v13.1.p364-376>

ANTUNES, C. M. M.; BITTENCOURT, S. C.; RECH, T. D.; OLIVEIRA, A. C. Qualidade das águas e percepção de moradores sobre um rio urbano. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, n. 32, p. 75-87, 2014.

ARAUJO, P. L., HAMBURGUER, D. S., JESUS, T. DE J., BENASSI, R. F., CICCIO, V. Relação entre a qualidade da água e o uso do solo em 121mu ma121ts121121 do reservatório Billings, na

Região Metropolitana de São Paulo – SP. **Revista de Gestão de Água da América Latina** [online] 15, p.1-19, 2018. DOI: <http://dx.doi.org/10.21168/reg.v15e3>

ASSIS, E. C.; AZEVEDO LOPES, F. W. AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DAS ÁGUAS NA BACIA DO RIBEIRÃO DAS ARARAS, CÓRREGO DANTA (MG). *Caminhos De Geografia*, 18(63), 133–152, 2017. DOI: <https://doi.org/10.14393/RCG186306>

ATEKWANA, E. A. ATEKWANA, E. A.; ROWE, R. S.; DALE WERKEMA JR., D.; LEGALL, F. D. The relationship of total dissolved solids measurements to bulk electrical conductivity in an aquifer contaminated with hydrocarbon. **Journal of Applied Geophysics**, v. 56, n. 4, p. 281–294, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jappgeo.2004.08.003>

BEN-ELEDO, V. N.; KIGIGHA, L. T.; IZAH, S. C.; ELEDO, B. O. Water Quality Assessment of Epie Creek in Yenagoa Metropolis, Bayelsa State, Nigeria. **Archives of Current Research International**, 8: 1-24, 2017. DOI: 10.9734/ACRI/2017/34504

BIRHANU, A.; MASIH, I.; VAN DER ZAAG P.; NYSSSEN J. CAI, X. Impacts of land use and land cover changes on hydrology of the Gumara catchment, Ethiopia. *Physics and Chemistry of the Earth*, v. 112, p. 165-174, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.pce.2019.01.006>

BHATTI, S. G.; TABINDA, A. B.; YASIN, F.; YASAR, A.; BUTT, H. I.; WAJAHAT, R. Spatio-temporal variations in physico-chemical parameters and potentially harmful elements (PHEs) of Uchalli Wetlands Complex (Ramsar site), Pakistan. **Environmental Science and Pollution Research** 25(33): 33490– 33507, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3240-3>

BONIFÁCIO, C. M. **Fragilidade ambiental e qualidade da água na unidade hidrográfica do Pirapó, Paranapanema III e IV**, Paraná. Tese (Doutorado em Geografia). Centro de Ciências Humanas, Letras e Artes, Universidade Estadual de Maringá, 2019.

BRASIL, CONAMA – Conselho Nacional do meio Ambiente. **Resolução nº 357**, de março de 2005. Estabelece classificação para as águas doces, salobras e salinas do Território Nacional. DOU. Nº 53. Seção 1. P.58., Brasília-DF, 18 /03/ 2005.

BRASIL, **Lei nº 9.433**, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo; Organizadores: Carlos Jesus - São Paulo: CETESB; Brasília: ANA, 2011.

CHEN, X. Y.; CHAU, K. W. A hybrid double feedforward neural network for suspended sediment load estimation. *Water Resources Management*, 30, 2179–2194, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11269-016-1281-2>

CONNOLLY, N. M.; PEARSON, R. G.; LOONG, D.; MAUGHAN, M.; BRODIE, J. Water quality variation along streams with similar agricultural development but contrasting riparian vegetation. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, 213, 11–20, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2015.07.007>

CRUZ, J. C.; VALENTE, M. L.; BAGGIOTTO, C.; BAUMHARDT, E. Qualitative characteristics of water resulting from the introduction of Eucalyptus silviculture in Pampa biome, RS. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos** v. 21, n. 3, p. 636-645, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/2318-0331.011616015>

COSTA, A. A.; BORGES, V. C. Os solos do Cerrado brasileiro em cores, textura e arte. 2009. Disponível em:

<http://www.observatoriogeograficoamericalatina.org.mx/egall2/Ensenanzadelageografia/Metodologiaparalaensenanza/94.pdf>. Acesso em 21 jan. 2022.

DAMASCENO, M. C. S.; RIBEIRO, H. M. C.; TAKIYAMA, L. R.; PAULA, M. T. Avaliação sazonal da qualidade das águas superficiais do rio Amazonas na orla da cidade de Macapá, Amapá, Brasil. **Revista Ambiente e Água**, v. 10, n. 3, p. 598-613. 2015. DOI: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1606> <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1606>

DING, J.; JIANG, Y.; FU, L.; LIU, Q.; PENG, Q.; KANG, M. Impacts of land use on surface water quality in a subtropical River Basin: a case study of the Dongjiang River Basin, Southeastern China. **Water**, 7(8):4427–4445, 2015. DOI: <https://doi.org/10.3390/w7084427>

ENSIGN, S. H.; MALLIN, M. A. Stream water quality changes following timber harvest in a coastal plain swamp forest. **Water Research**, Los Angeles, v. 35, n. 14, p. 3381-3390, 2001. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00060-4](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00060-4)

FARIAS, M. S. S.; **Monitoramento da Qualidade da Água na Bacia Hidrográfica do Rio Cabelo**. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola). Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande, 2006.

FERNANDES, M. M.; CEDDIA, M. B.; FERNANDES, M. R. M.; GUIMARÃES, G. S. C. Influência do uso do solo na qualidade de água da microbacia Glória, Macaé – RJ. **Engenharia Ambiental**, v. 7, n. 3, p. 137-142, 2012.

FERNANDES, J. F.; SOUZA, A. L. T., TANAKA, M. O. Can the structure of a riparian forest remnant influence stream water quality? A tropical case study. **Hydrobiologia**, 724, p.175–185, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1732-1>

FREITAS, M. O. **Avaliação da qualidade geoquímica ambiental da água Superficial do rio Jequitinhonha sob impacto de atividade Garimpeira**. Dissertação (Mestrado Profissional em Saúde, Sociedade e Ambiente). Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina, 2017.

GILVEAR, D. J.; PETTS, G. E. Turbidity and suspended solids variations downstream of a regulating reservoir. **Earth Surface Processes and Landforms**, v.10, n. 4, p. 363–373, 1985. DOI: <https://doi.org/10.1002/esp.3290100408>

GOMES, F.D.G.; OSCO, L.P.; ANTUNES, P.A.; RAMOS, A. P.M. Climatic seasonality and water quality in watersheds: a study case in Limoeiro River watershed in the western region of São Paulo State, Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, 27, 30034–30049, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-020-09180-7>

GRAYSON, R. B.; FINLAYSON, B. L.; GIPPEL, C. J.; HART, B. T. The potential of field turbidity measurements for the computation of total phosphorus and suspended solids loads. **Journal of Environmental Management**, v. 47, n. 3, p. 257–267, 1996. DOI: 10.1006/JEMA.1996.0051

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos / Companhia Ambiental do Estado de São Paulo; Organizadores: Carlos Jesus Brandão ... [et al.]. -- São Paulo: CETESB; Brasília: ANA, 2011. Disponível em < <https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/2021/10/Guia-nacional-de-coleta-e-preservacao-de-amostras-2012.pdf> >. Acessado em 1 de set 2022.

HANNOUCHE, A.; CHEBBO, G.; RUBAN, G.; TASSIN, B.; LEMAIRE, B. J.; JOANNIS, C. Relationship between turbidity and total suspended solids concentration within a combined sewer system. **Water Science and Technology**, v. 64, n. 12, p. 2445–2452, 2011. DOI: 10.2166/wst.2011.779

HUNG, C. L. J.; JAMES, L. A.; CARBONE, G. J.; WILLIAMS, J. M. Impacts of combined land-use and climate change on streamflow in two nested catchments in the Southeastern United States. **Ecological Engineering**, v.143, 105665, p. 1-13, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.105665>

HUNSAKER, C. T.; LEVINE, D. A. Hierarchical approaches to the study of water quality in rivers. **Bioscience**, v. 45, n. 3, p. 193-203. 1995.

KEIR, A. F., PEARSON, R. G.; CONGDON, R. A. Determinants of 124mu assemblage composition in riparian vegetation on sugarcane farms in the Queensland Wet Tropics. **Pacific Conservation Biology**, 21(1), 60-73, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.1071/PC14904>

INKOTTE, J.; BOMFIM, B.; SILVA, S. C.; VALADÃO, M. B. X.; ROSA, M. G.; VIANA, R. B.; RIOS, P. D'A.; GATTO, A.; PEREIRA, R. S. Ligando a biodiversidade do solo e a função do ecossistema em uma savana neotropical. *Ecologia Aplicada do solo*, 169, p. 1- 10, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2021.104209>

IPT, Instituto De Pesquisas Tecnológicas Do Estado De São Paulo. **Mapa Geológico do Estado de São Paulo**, São Paulo: IPT, 1981b. 2v.

ISLAM, A. R. M. T.; MAMUN, A. A.; RAHMAN, M. M.; ZAHID, A. Simultaneous comparison of modified-integrated water quality and entropy weighted indices: Implication for safe drinking water in the coastal region of Bangladesh. **Ecological Indicators**, 113, 106229, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106229>

KANNEL, P. R.; LEE, S.; LEE, Y-S.; KANEL, S. R.; KHAN, S. P. Application of Water Quality Indices and Dissolved Oxygen as Indicators for River Water Classification and Urban Impact Assessment. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 132, n. 1, p. 93–110, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-006-9505-1>

LI, X.; HUANG, T; MA. W.; SUN, X.; ZHANG, H. Effects of rainfall patterns on water quality in a stratified reservoir subject to eutrophication: implications for management. **Science of The Total Environment**, 521–522:27–36, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.03.062>

LIMA, W. P.; ZAKIA, M. J. B. **As florestas plantadas e a água: implementando o conceito da microbacia hidrográfica como unidade de planejamento**. São Paulo: Rima, 2006. 226 p.

MACEDO, J. A. B. 2004. **Águas e águas**. CRQ-MG, Belo Horizonte, 977p.

MATO GROSSO DO SUL. Deliberação CECA/MS n. 36, de 27 de junho de 2012.

MARINS, R. V.; PAULA FILHO, F. J.; ROCHA, C. A. S. Geoquímica de fósforo como indicadora da qualidade ambiental e dos processos estuarinos do rio Jaguaribe – Costa nordeste oriental brasileira. **Química Nova**, v. 30, n. 5, 1208-1214, 2007. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422007000500029>

MALMER, A.; GRIP, H. Converting tropical rainforest to forest plantation in Sabah, Malaysia: part 2- effects on 124mu mal24ts dynamics and net losses in streamwater. **Hydrological processes**, v.8, n.3, p.195-209, 1994. DOI: <https://doi.org/10.1002/hyp.3360080303>

MEDEIROS, R. B. **Influência da Erosividade sobre o Uso, Ocupação e Manejo da Terra e a Quantidade e Qualidade das Águas Superficiais da Bacia Hidrográfica do Córrego Moeda.** Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Câmpus Três Lagoas/MS. Três Lagoas, MS, 2016.

MENDES, L. S.; FERREIRA, I. M. Influência da sazonalidade na qualidade da água bruta no município de Ituiutaba – MG. **Hygeia**, v.10, p.97-105, 2014.

Mohseni-Bandpei, A., Motesaddi, S., Eslamizadeh, M., Rafieem, M., Nasser M., Namin, M. M., Hashempour, Y., Mehrabi, Y., Riahi, S.M. Water quality assessment of the most important dam (Latyan dam) Environ Sci Pollut Res in Tehran, Iran. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(29):29227–29239, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2865-6>

NAVEEDULLAH, N.; HASHMI, M.Z.; YU, C.; SHEN, C.; MUHAMMAD, N.; SHEN, H.; CHEN, Y. Water Quality Characterization of the Siling Reservoir(Zhejiang, China) Using Water Quality Index. **CLEAN–Soil, Air, Water**, v. 44, n. 5, p. 553–562, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1002/clen.201400126>

NEILEN, A. D.; CHEN, C. R.; PARKER, B. M.; FAGGOTTER, S. J.; BURFORD, M. A. Differences in nitrate and phosphorus export between wooded and grassed riparian zones from farmland to receiving waterways under varying rainfall conditions. **Science of the Total Environment**, 598, p. 188–197, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.075>

OLIVEIRA, G. H. S. **As implicações do uso, ocupação e manejo da terra na qualidade e enquadramento das águas superficiais da bacia hidrográfica do córrego Bom Jardim, Brasilândia/MS.** Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Câmpus Três Lagoas/MS. Três Lagoas, MS, 2014.

OLIVEIRA, R. M. M.; SANTOS, E. V.; LIMA, K. C. Avaliação da qualidade da água do riacho São Caetano de Balsas (MA), com base em parâmetros físicos, químicos e microbiológicos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 22, n. 3, p. 523-529, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522017154657>

OLIVEIRA, J. F. D.; COELHO, G.; LIMA DOMINGOS, A. L.; AMORIM, J. S.. Water quality in microbasins and springs of the mineral water region of Minas Gerais State, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment** 194, 222, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-022-09885-x>

OSBORNE, L. L.; WILEY, M. J. Empirical relationships between land use/cover and stream water quality in an agricultural watershed. **Journal of environmental management**, v. 26, p. 9-27. 1988.

PACHECO, F. A. L.; FERNANDES, L. S. Environmental land use conflicts in catchments: a major cause of amplified nitrate in river water. **Science of the Total Environment** 548, p.173–188, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.12.155>

PINTO, A. L.; LORENZ SILVA, J. L.; FERREIRA, A. G.; BASSO, P. M. Subsidio Geológico/Geomorfológico ao ordenamento do uso, cobertura e manejo do solo, visando à redução da perda de solo e a recuperação da qualidade das águas superficiais da Bacia do Córrego Bom Jardim, Brasilândia/MS. **Relatório final FUNDECT/MS.** UFMS. Três Lagoas, 2010: 242p

RIBEIRO, K. H. **Qualidade da água superficial e a relação com o uso do solo e componentes ambientais na microbacia do rio campestre, Colombo, PR.** Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 2009.

RIBEIRO, E. V. **Avaliação da qualidade da água do Rio São Francisco no segmento entre Três Marias e Pirapora – MG**. Dissertação (Mestrado em Geografia). Universidade Federal de Minas Gerais, 2010, 196 p.

RIBEIRO, T. G.; BOAVENTURA, G. R.; CUNHA, L. S. da; PIMENTA, S. M. Estudo da Qualidade das águas por meio da correlação de parâmetros físico-químicos, bacia hidrográfica do Ribeirão Anicuns. **Geochimica Brasiliensis**, 84 30(1): 84 – 94, 2016. DOI: 10.21715/GB2358-2812.2016301084

RICHTER C. A.; NETTO J. M. A. **Tratamento de Água: Tecnologia Atualizada**. Editora Edgard Blücher Ltda, São Paulo – SP. 1991.

RICHARDS, C.; HARO, R.J.; JOHNSON, L.B.; HOST, G.E. Catchment and reach-scale properties as indicators of macroinvertebrate species traits. **Freshwater Biology**, v. 37, p. 219-230. 1997. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1997.d01-540.x>

ROCHA, C. H. B.; COSTA, H. F. Variação temporal de parâmetros limnológicos em manancial de abastecimento em Juiz de Fora, MG. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 20 (2), p. 1-8, 2015.

RODRIGUES, V.; ESTRANY, J.; RANZINI, M.; CICCIO, V.; MARTIN-BENITO, J. M. T.; HEDO, J.; LUCAS-BORJA, M. E. Effects of land use and seasonality on stream water quality in a small tropical catchment: the headwater of Corrego Agua Limpa, Sao Paulo (Brazil). **Science of The Total Environment**, 622-623, p. 1553-1561, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.028>

RODRIGUES, C. B.; TANIWAKI, R.H.; LANE, P.; DE PAULA LIMA, W.; FERRAZ, S. F. B. Eucalyptus short-rotation management effects on nutrient and sediments in subtropical streams. **Forests**, 10, 1–13, 2019. DOI: <https://doi.org/10.3390/f10060519>

ROSSITER, K. W. L. R.; BENACHOUR, M.; MATTA, E.; MORAIA, M. M. Q. M. M.; CALADO, S. C. S.; GUNKEL, G. Diagnóstico da qualidade da água ao longo da transposição de um canal de concreto: Um estudo de caso do canal do Sertão Alagoano, Brasil. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, n. 36, p. 145-154, 2015. DOI: <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820151010>

SANTOS, M. L. S.; SARAIVA, A. L. L.; DELFINO, I. B.; ANTUNES, L. C.; BATISTA, R. M. M.; ALVES, I. C. C. Avaliação das Formas de Fósforo nos Sedimentos Superficiais da Plataforma Continental do Rio Amazonas. **Revista da Gestão Costeira Integrada**, v 10, n. 4, p.589-596, 2010.

SEE, R.B.; NAFTZ, D.L.; QUALLS, C.L. GIS-assisted regression analysis to identify sources of selenium in streams. **Water Resources Bulletin**, v. 28, n. 2, p. 125-140. 1992. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1992.tb03997.x>

SILVA, L. O. S. **Implicações do uso, ocupação e manejo da terra na quantidade e qualidade das águas superficiais da bacia hidrográfica do Córrego Moeda, Três Lagoas-MS**. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Câmpus Três Lagoas/MS. Três Lagoas, MS, 2013.

SILVA, J. F.; FARIÑAS, M. R.; FELFILI, J. M.; KLINK, C. A. Spatial heterogeneity, land use and conservation in the cerrado region of Brazil. **Journal Biogeography**, 33, p. 536-548, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01422.x>

- SHI, P.; ZHANG, Y.; LI, Z.; LI, P.; XU, G. Influence of land use and land cover patterns on seasonal water quality at multi-spatial scales. **Catena** 151:182–190, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.12.017>
- SOUZA, A. L. T.; FONSECA, D. G.; LIBÓRIO, R. A.; TANAKA, M. O. Influence of riparian vegetation and forest structure on the water quality of rural low-order streams in SE Brazil. **Forest Ecology and Management**, 298, p. 12–18, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.02.022>
- STEVAUX, J. C.; LATRUBESSE, E. M. Geomorfologia Fluvial. São Paulo: Oficina de Textos, 2017. 320p.
- SULLIVAN, D. Google Earth Pro, EContent, v. 32, n. 3, p. 16-18, 2009.
- TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. 2ªed. Porto Alegre: Editora da Universidade: ABRH, 1997.
- THOMPSON, F.; OLIVEIRA, B. C.; CORDEIRO, M. C.; MAIS, B. P.; RANGEL, T. P.; PAZ, P.; FREITAS, T.; LOPES, G.; SILVA, B. S.; CABRAL, A. S.; SOARES, M.; LACERDA, D.; VERGILIO, C. S.; LOPES-FERREIRA, M.; LIMA, C.; THOMPSON, C.; REZENDE, C. E. Severe impacts of the Brumadinho dam failure (Minas Gerais, Brazil) on the water quality of the Paraopeba River. **Science of The Total Environment**, v. 705, p.1-24 , 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135914>
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Aquatic life 127mu ma127t water quality criteria for Ammonia – freshwater**. Washington, D.C.: USEPA, 2013. 242 p.
- VALONES, G.; BARBOSA, I. M. B. R.; VALONES, A.; TAVARES, R. G.; ARRUDA, V. C. M. Remoção de ferro em sistemas e subsistemas de distribuição de água potável em um estado do Nordeste, Brasil. **Revista GEAMA**, 4 (4): 014-019, 2018.
- VITAL, A. R. T.; LIMA, W. P.; CAMARGO, F. R. A. Efeitos do corte raso de plantação de Eucalyptus sobre o balanço hídrico, a qualidade da água e as perdas de solo e de 127mu ma127ts 127mu ma microbacia no Vale do Paraíba, SP. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 55, p. 5-16, 1999.
- VON SPERLING, M., CHERNICHARO, C. A. L. Urban wastewater treatment Technologies and implementation of discharge standards in developing countries. **Urban Water**, v. 4, n. 1, p. 105-114, 2002. DOI: [https://doi.org/10.1016/S1462-0758\(01\)00066-8](https://doi.org/10.1016/S1462-0758(01)00066-8)
- VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. Ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014.
- XIAO, R.; WANG, G.; ZHANG, Q.; ZHANG, Z. Multi-scale analysis of relationship between landscape pattern and urban river water quality in different seasons. **Scientific Reports**, 6, 25250, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1038/srep25250>
- XU, S.; LI, S.; ZHONG, J.; LI, C. Spatial scale effects of the variable relationships between landscape pattern and water quality: Example from an agricultural karst river basin, Southwestern China. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, 300, 106999, p. 1-13, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106999>
- WANG, L.; HUANG, J.; DU, Y.; HU, Y.; HAN, P. Dynamic assessment of soil erosion risk using Landsat TM and HJ satellite data in Danjiangkou Reservoir area, China. **Remote Sensing**, 5(8), p.3826–3848, 2013. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs5083826>

WANG, G.; XU, Z.; ZHANG, S. The influence of land use patterns on water quality at multiple spatial scales in a river system. **Hydrological Processes**, 28(20):5259–5272, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1002/hyp.10017>

WEI, H.; YU, H.; ZHANG, G.; PAN, H.; LV, C.; MENG, F. Revealing the correlations between heavy metals and water quality, with insight into the potential factors and variations through canonical correlation analysis in an upstream tributary. **Ecological Indicators**, 90, p.485–493, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.03.037>

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Guidelines for Drinking-water Quality**. 3. Ed. Geneva: WHO, 2011. V. 1. 541 p.

YEVENES, M. A.; FIGUEROA, R.; PARRA, O. Seasonal drought effects on the water quality of the Biobío River, Central Chile. **Environmental Science and Pollution Research**, 25(14):13844–13856, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-018-1415-6>

ZANATA, M.; TARLÉ PISSARRA, T. C.; FERRAUDO, A. S.; RANZINI, M.; CAMPOS, S. Effect of soil use on the quality of water resource in watershed using multivariate statistical analysis. **Irriga**, v. 20, n. 4, p. 776–789, 2015. DOI: <https://doi.org/10.15809/irriga.2015v20n4p776>

ZHANG, C.; ZHANG, W.; HUANG, Y.; GAO, X. Analysing the correlations of long-term seasonal water quality parameters, suspended solids and total dissolved solids in a shallow reservoir with meteorological factors. **Environmental Science and Pollution Research**, 24(7), 6746–6756, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8402-1>

ZHANG, W.; CHEN D.; LI, H. Spatio-temporal dynamics of water quality and their linkages with the watershed landscape in highly disturbed headwater watersheds in China. **Environmental Science and Pollution Research**, 25(35), 35287–35300, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3310-6>

ZHANG, J.; LI, S.; DONG, R.; JIANG, C.; NI, M. Influences of land use metrics at multi-spatial scales on seasonal water quality: a case study of river systems in the Three Gorges Reservoir Area, China. **Journal of Cleaner Production**, 206, p.76–85, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.09.179>

ZHONG, M.; ZHANG, H.; SUN, X.; WANG, Z.; TIAN, W.; HUANG, H. Analyzing the significant environmental factors on the spatial and temporal distribution of water quality utilizing multivariate statistical techniques: a case study in the Balihe Lake, China. **Journal of Cleaner Production**, 25(29), 29418–29432, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2943-9>

Capítulo 5

Análise da fragilidade ambiental sazonal utilizando a qualidade da água como variável participativa

Resumo

A utilização da proposta da fragilidade ambiental na avaliação de bacia hidrográfica já é bem difundida no Brasil e a inclusão de novas variáveis, não contempladas originalmente, vem sendo implementadas com objetivo de promover um maior detalhamento ao modelo. A qualidade da água tem sido assunto de preocupação global e a utilização desta como componente integrativa da análise da fragilidade pode contribuir com estratégias de planejamento e gestão ambiental, visto que a qualidade da água apresenta influências não só das características ambientais, como também da sazonalidade climática, podendo refletir inclusive a efeitos da antropização. Assim, este trabalho tem como objetivo incluir a qualidade da água como variável participativa da análise fragilidade ambiental a partir da classificação do CONAMA. Para isso, utilizou-se experimentalmente a bacia hidrográfica do córrego Urutu - BHCU, no município sul-mato-grossense de Aparecida do Taboado. Foi realizado o mapeamento da fragilidade ambiental de forma sazonal, do outono de 2019 ao verão de 2020 e a classificação da qualidade da água obedecendo a Resolução 357/2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Também foram utilizadas áreas de contribuição, que são trechos da bacia hidrográfica definidos a partir do ponto de monitoramento da água, para a classificação da qualidade da água. Os resultados apontaram que a compartimentação da BHCU em áreas de contribuição foi essencial para a classificação da qualidade da água e da fragilidade ambiental, o qual permitiu determinar a fragilidade destas compartimentações da bacia. O índice de determinação linear simples (R^2) demonstrou que o IVDN (representado o fator uso e cobertura da terra) apresentou maior influência no modelo da fragilidade ambiental em todas as estações, corroborando com a classificação da qualidade da água, pois em todas as áreas de contribuição foi determinante na análise ambiental.

5 Introdução

A proposta original da fragilidade ambiental foi desenvolvida com base nas unidades Ecodinâmicas de Tricart (1977), proposta nos estudos de Ross (1994) e Ross (2012), com o objetivo de auxiliar o ordenamento físico-territorial. Ao longo do tempo foram incluídas novas variáveis não contempladas na proposta original. Nesse aspecto, várias adaptações foram realizadas buscando melhorar a qualidade do mapeamento da fragilidade ambiental incrementando novas variáveis (GARÓFALO e FERREIRA, 2015; BACANI *et al.*, 2015; AMORIM, 2017; ASCIUTI, 2019; GOUVEIA e ROSS, 2019; VICK *et al.*, 2021).

Neste contexto, a inclusão de novas variáveis pode contribuir para ampliar a totalidade integrativa que envolve o termo fragilidade ambiental, não se restringindo apenas a avaliação dos efeitos erosivos. Desse modo, embora não contemplada na proposta original de Ross (1994), a qualidade da água pode ser um importante variável componente a ser incluída na análise da fragilidade ambiental, haja visto que é um dos assuntos de preocupação mundial (ZHANG *et al.*, 2018) devido seus múltiplos usos.

A qualidade da água apresenta influência de vários fatores do ambiente no qual está inserida, como o relevo, solo, geologia e o uso e cobertura da terra (TUCCI, 1997), além de ser um elemento importante para entender a erosão do solo (SCHMITT, 2009; RUSSO, 2015). Nesse sentido, destaca-

se que a influência da sazonalidade climática também interfere na qualidade da água (LI *et al.*, 2015), pois cada estação apresenta atributos díspares umas das outras (ZHONG *et al.*, 2018).

A qualidade da água é o resultado das interações do meio (HUNG *et al.*, 2020; XU *et al.*, 2020), ou seja, qualquer alteração no ambiente refletirá de alguma forma na qualidade da água, pois sobre esta incorre o reflexo das interações dos elementos ambientais, tornando-a um elemento apoiador da análise ambiental, que inclui o modelo de fragilidade ambiental.

O índice de qualidade da água – IQA tem sido uma saída para a utilização na análise ambiental, pois agrupa sobre suas classes um conjunto de parâmetros (UDDIN *et al.*, 2021) e trabalhos como os de Franco *et al.* (2012) e Ribeiro (2016) que utilizaram o índice de qualidade água – IQA modificado para fomentar o resultado da fragilidade ambiental. Em Silveira *et al.* (2014) a qualidade da água foi utilizada como uma variável componente da metodologia utilizando a classificação do índice de qualidade da água – IQA no qual resultou em ampliação dos graus de fragilidade ambiental. Por outro lado, a qualidade da água superficial tem sido utilizada na análise ambiental, por meio apenas da classificação da resolução 357/2005 do CONAMA, como na vulnerabilidade ambiental (MEDEIROS, 2016) e na fragilidade ambiental (BONIFÁCIO, 2019).

É importante compreender que as mais diversas mudanças ocorridas em um ambiente têm várias consequências e, em bacias hidrográficas, reflete-se principalmente no corpo hídrico. A qualidade da água é o principal componente do ambiente a revelar estas mudanças, como por exemplo alterações na cobertura vegetal, visto que há diversos trabalhos que descrevem a influência que estas alterações na cobertura vegetal exercem sobre a qualidade da água (DING *et al.*, 2016; YU *et al.*, 2016; SILVA *et al.*, 2017; BO *et al.*, 2017; CHENG *et al.*, 2018).

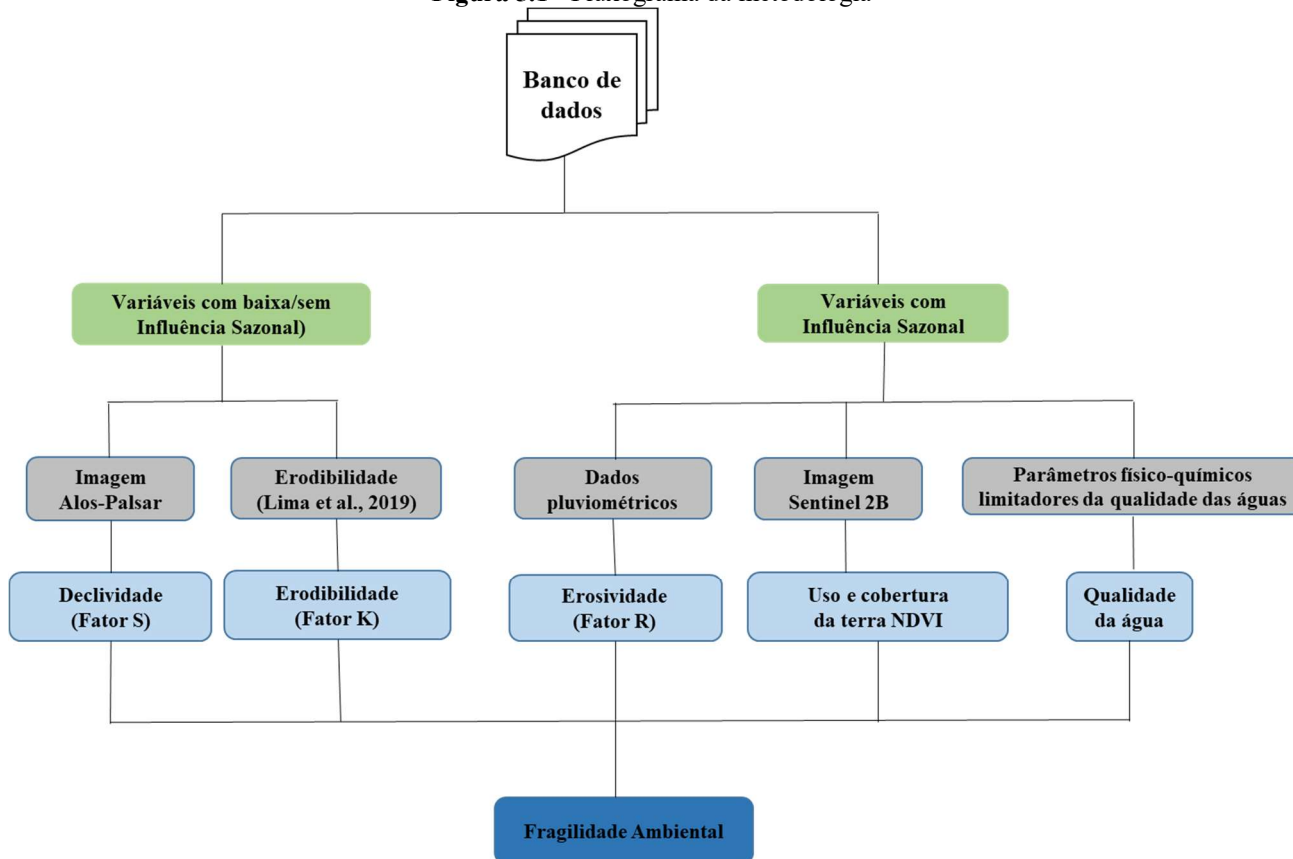
O uso isolado da qualidade da água na análise ambiental não reflete por completo o *status quo* sobre as condições ambientais, a não ser o que está ocorrendo dentro do canal. Ao relacionar a qualidade da água com os elementos componentes da análise ambiental e em conjunto com o modelo da fragilidade ambiental presume-se haver uma análise ampliada das condições ambientais de uma bacia hidrográfica.

Assim, há uma carência de pesquisas na literatura especializada sobre a utilização da classificação da qualidade da água superficial na análise da fragilidade ambiental de bacias hidrográficas. Portanto, este trabalho teve como objetivo analisar a fragilidade ambiental sazonal em bacia hidrográfica, incluindo a qualidade da água como variável componente.

5.1 Metodologia

O desenvolvimento deste trabalho tem por base a utilização dos resultados obtidos a partir das análises da fragilidade ambiental sazonal (Capítulo 3) e da qualidade da água (Capítulo 4) da BHCU, conforme demonstrado no fluxograma da Figura 5.1.

Figura 5.1 - Fluxograma da metodologia



Fonte: Elaborado pelo autor.

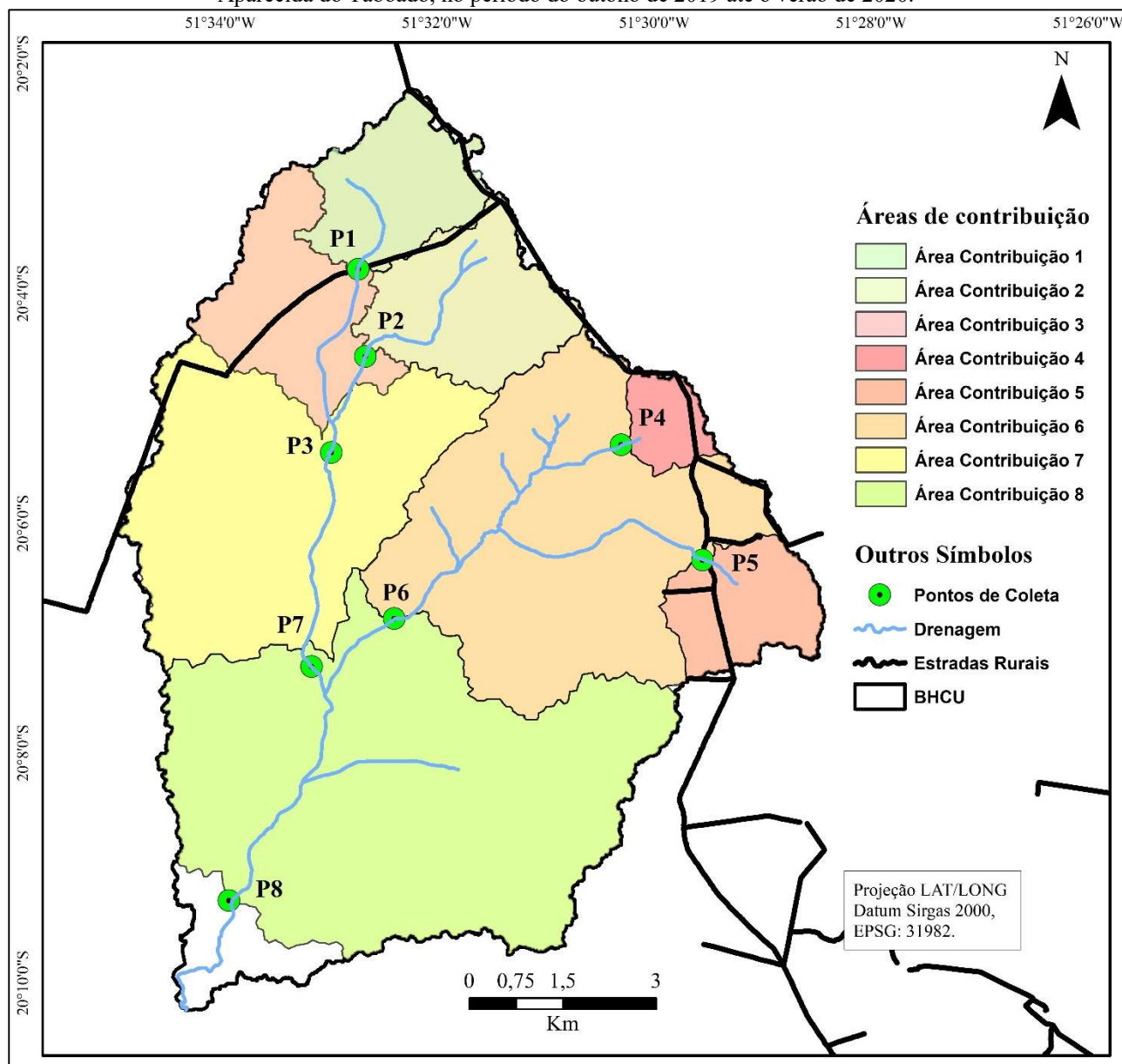
Primeiramente, os modelos sazonais da fragilidade ambiental (variável dependente) foram submetidos a análise de regressão linear simples e múltipla, pelo Jamovi 2.2 (THE JAMOMI, 2021), para entender qual variável apresentou maior influência sobre o modelo da fragilidade ambiental, bem como o conjunto das variáveis componentes (variáveis independentes), o qual conseguem explicar o modelo. Para isso, foi necessário extrair os valores médio de cada uma das variáveis componentes da metodologia da fragilidade ambiental por meio de uma grande de 500 metros.

Em seguida foram delimitadas oito áreas de contribuição (Figura 5.2), as quais abrangem todo escoamento das águas superficiais, desde a nascente até a foz. A área de contribuição é uma delimitação de área na qual todo escoamento superficial contribuirá (escoará ou tributará) para este

ponto em comum. É um processo semelhante ao utilizado para a delimitação de bacias hidrográficas, mas neste caso, onde o exutório é substituído pelo ponto de amostragem da qualidade da água.

A delimitação destas áreas foi elaborada a partir de cena orbital do satélite *ALOS* (*Advanced Land Observing Satellite*), sensor *PALSAR* (*Phased Array type L-band Synthetic Aperture Radar*) de 12,5 metros de resolução espacial (©JAXA/METI, 2007). Ao total foram amostrados 8 pontos, sendo que cada ponto amostral de água representa a foz de cada área de contribuição na bacia com tamanhos diferentes (Tabela 5.1) gerados por meio do *software Terra View*. Outras delimitações foram testadas e descartadas como um *buffer* em torno do ponto amostral de 500, 700 e 1000 m, pois comumente havia sobreposição de área, por conta das proximidades entre alguns pontos, e por não representar as áreas de escoamento até o ponto amostral de água. A jusante da área de contribuição 8 não há mais nenhum ponto de coleta, pois a partir deste o córrego recebe influência das águas do rio Pântano, através dos meandros e apresenta também baixa declividade. Esta área foi classificada na classe II, de acordo com orientação da resolução 357/2005 de CONAMA Capítulo IV Art. 42.

Figura 5.2 - Áreas de contribuição dos pontos de monitoramento da qualidade das águas superficiais da BHCU, em Aparecida do Taboado, no período do outono de 2019 até o verão de 2020.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Tabela 5.1 - Áreas de contribuição da bacia hidrográfica do córrego Urutu.

Pontos de coleta	Área de contribuição	Área km ² (limite)
P4	4	1,82
P5	5	4,20
P6	6	21,65
P7	7	37,01
P8	8	31,87
Jusante	Jusante	2,90
Total		99,45

Fonte: Elaborado pelo autor.

A partir da delimitação das áreas de contribuição (*shape*) foram recortados os resultados da fragilidade ambiental sazonal (Capítulo 3).

Em seguida foram extraídos os valores da classificação média da qualidade da água dos pontos de coleta de todas as estações (Capítulo 4 – Tabelas 4.1, 4.3, 4.5 e 4.7) e reclassificados para padronizar com as classes de Ross (1994), (Tabela 5.2).

Tabela 5.2 - Compatibilização hierárquica entre as classes de fragilidade ambiental e as classes de qualidade das águas superficiais

Categorias Hierárquicas De Ross (1994)	Classes (ROSS, 1994)	Classes da qualidade da água superficial do CONAMA
Muito Baixa	1	Especial
Baixa	2	I
Média	3	II
Forte	4	III
Muito Forte	5	IV

Fonte: Medeiros (2016)

Na sequência, foram tabuladas as informações das áreas de contribuição e as classes de fragilidade que recobriram a maior área em km² junto com as classes da qualidade da água, apontando na sequência a média de ambos os modelos. Assim, a partir da fragilidade ambiental, é possível observar a influência sobre a qualidade da água, impedindo dessa forma a redundância e ampliação do grau de fragilidade da ambiental como detectado em Silveira et al. (2014).

5.2 Resultados e discussão

5.2.1 Análise integrada da fragilidade ambiental e a qualidade da água superficial das áreas de contribuição

Os modelos sazonais da fragilidade ambiental submetidos a regressão linear simples e múltipla foram explicados por meio de suas variáveis independentes (IVDN, erodibilidade, erosividade, declividade). Sendo o IVDN (uso e cobertura) a variável de maior influência nos modelos sazonais, com R² maior que 90% em todas as estações, com exceção do verão com 74,5% (Tabela 5.3). Desta forma pode-se inferir também que o uso e cobertura da terra (IVDN) é o principal componente com influência na classificação da qualidade da água.

Tabela 5.3 – Coeficiente de determinação ajustado (R²) da regressão linear simples em percentual (Influência).

Estação	IVDN	Erosividade	Erodibilidade	Declividade
Outono	97,1	-	14,7	14,3

Inverno	90,3	-	19,3	2,71
Primavera	95,3	-	11,6	0,08
Verão	74,5	-	20,8	6,52

*p<0,05 para todas as estações.

A variável erosividade não foi detectada no cálculo do modelo da fragilidade ambiental, pois não apresentou variação da distribuição da classificação (peso) da fragilidade, sendo o mesmo valor médio para a toda bacia.

Na análise da regressão linear múltipla em cada estação houve um R² acima de 90% entre o outono e a primavera, com exceção apenas do verão com 87% (Tabela 5.4).

Tabela 5.4 - Coeficiente de determinação da regressão linear múltipla da fragilidade ambiental sazonal (variável dependente).

Estação	Coeficiente de Determinação (R ²)	Coeficiente de Determinação (R ²) Ajustado	Influência (%)
Outono	0,976	0,975	97,5%
Inverno	0,925	0,925	92,5%
Primavera	0,973	0,973	97,3%
Verão	0,870	0,869	87%

*p<0,05 para todas as estações.

A relação estabelecida entre a fragilidade ambiental e qualidade das águas superficiais por área de contribuição pode ser percebida sazonalmente resultando em grau de fragilidade geral por área de contribuição.

A Tabela 5.5 e a Figura 5.3 apresentam a relação sazonal entre as classes de fragilidade ambiental e a qualidade das águas superficiais por área de contribuição.

Tabela 5.5 - Relação nas áreas de contribuição entre as classes da fragilidade ambiental e da qualidade da água.

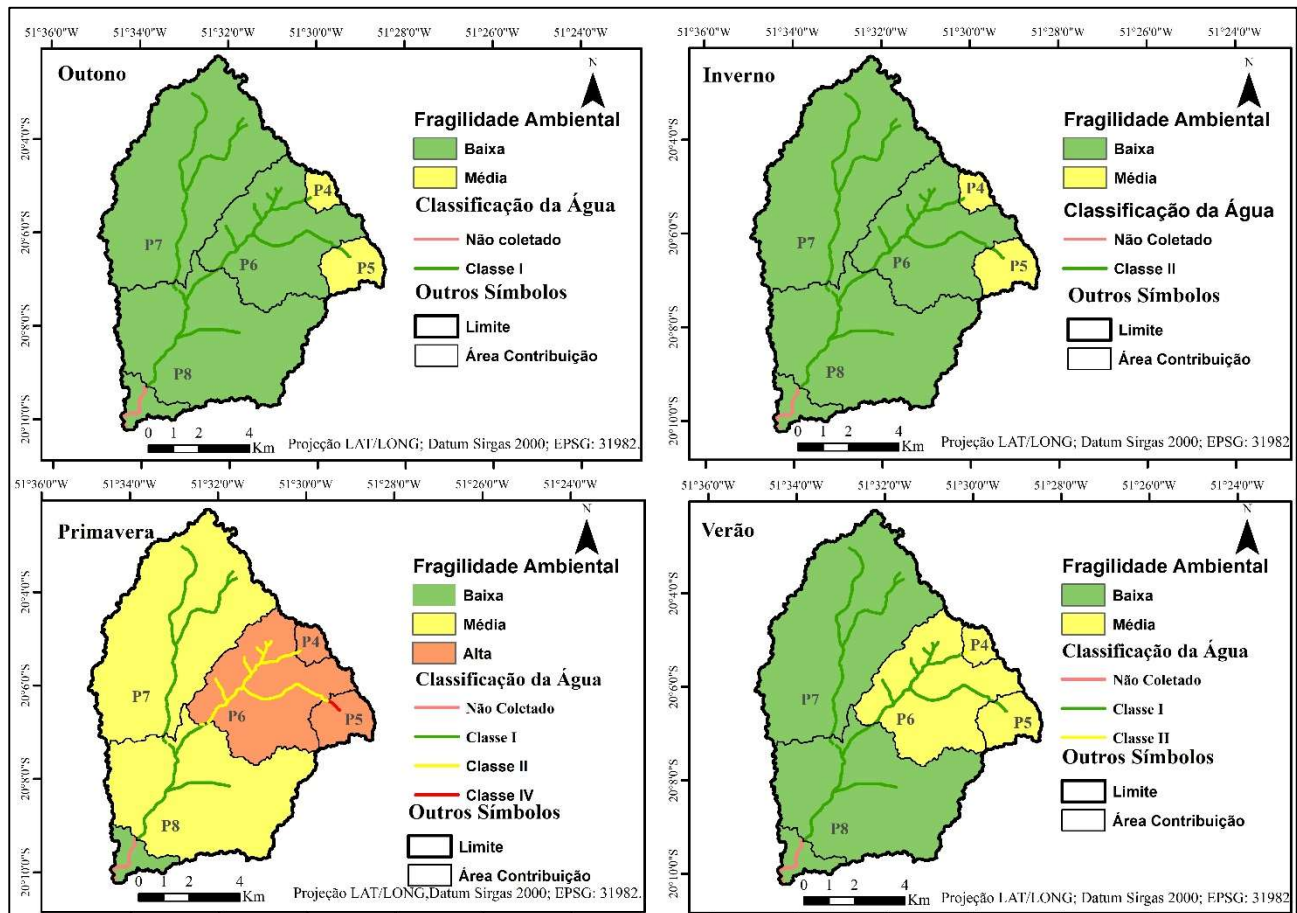
Estação	Área de Contribuição									
	Área 4		Área 5		Área 6		Área 7		Área 8	
	FA	QA	FA	QA	FA	QA	FA	QA	FA	QA
Outono	3	I	3	I	2	I	2	I	2	I
Inverno	3	I	3	IV	2	I	2	I	2	I
Primavera	4	II	4	IV	4	II	3	I	3	I

Verão

3	II	3	I	3	I	2	I	2	I
---	----	---	---	---	---	---	---	---	---

*FA: fragilidade ambiental de maior área em km²; QA: Qualidade da água superficial.

Figura 5.3 - Fragilidade ambiental sazonal e a classificação da água superficial da BHCU, Aparecida do Taboado - MS.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Na área de contribuição 4 a fragilidade ambiental e a qualidade da água não apresentaram uma relação direta que implicasse no mesmo grau de classificação, como visto desde o outono até a primavera em outras áreas de contribuição, pois a diminuição da precipitação é o principal fator dessa relação não proporcional, com exceção do verão. O fato é que talvez em função da sua localização, próximo à nascente, o impacto na água em decorrência de alterações ambientais, registrada na fragilidade, ainda não seja capaz de ser revelado. E por não se tratar de elevada discrepância entre fragilidade e qualidade da água, esse feito é provavelmente suavizado ao longo do canal.

Na área de contribuição 5 é observada a mesma dinâmica da 4, porém na primavera a fragilidade do ambiente está muito sensível em função da influência da precipitação, sobre,

principalmente, na cobertura vegetal que não é suficiente para impedir a entrada de elementos orgânicos e inorgânicos no corpo d'água, haja visto a classificação da qualidade da água com a classe IV.

Vale ressaltar, que o conjunto das características e condições físicas desta área de contribuição corroboram para este resultado, pois localiza-se sobre uma área com índice de erodibilidade elevado, sobre o uso de pastagem não manejada e *in loco* foi observado que não havia água superficial (para uma área de nascente), tanto no inverno como na primavera, também não havia vegetação ciliar bem desenvolvida em todas as margens do curso d'água. Sendo que a resolução nº 303/2002 do CONAMA (BRASIL, 2002) no terceiro artigo diz que “ao redor de nascente ou olho d'água, ainda que intermitente, com raio mínimo de cinquenta metros de tal forma que proteja, em cada caso, a bacia hidrográfica contribuinte” constituindo então área de preservação permanente – APP; e o Código Florestal Brasileiro (BRASIL, 2012) também impõe que áreas de APP de nascentes devem obedecer a uma distância de 50 metros.

A falta da cobertura vegetal maximiza o grau da fragilidade do ambiental, confirmado pelos coeficientes de determinação (Tabela 5.3), pois mesmo que em uma área com potencial natural elevado da fragilidade, composto, por exemplo, com índice de erodibilidade elevado, solos menos intemperizados, elevado índice de erosividade e o solo estivesse protegido com uma boa cobertura vegetal, haveria redução do grau da fragilidade ambiental, conseqüentemente, na perda de solo (MACEDO *et al.*, 2018; ANJINHO, *et al.*, 2021) e na qualidade da água.

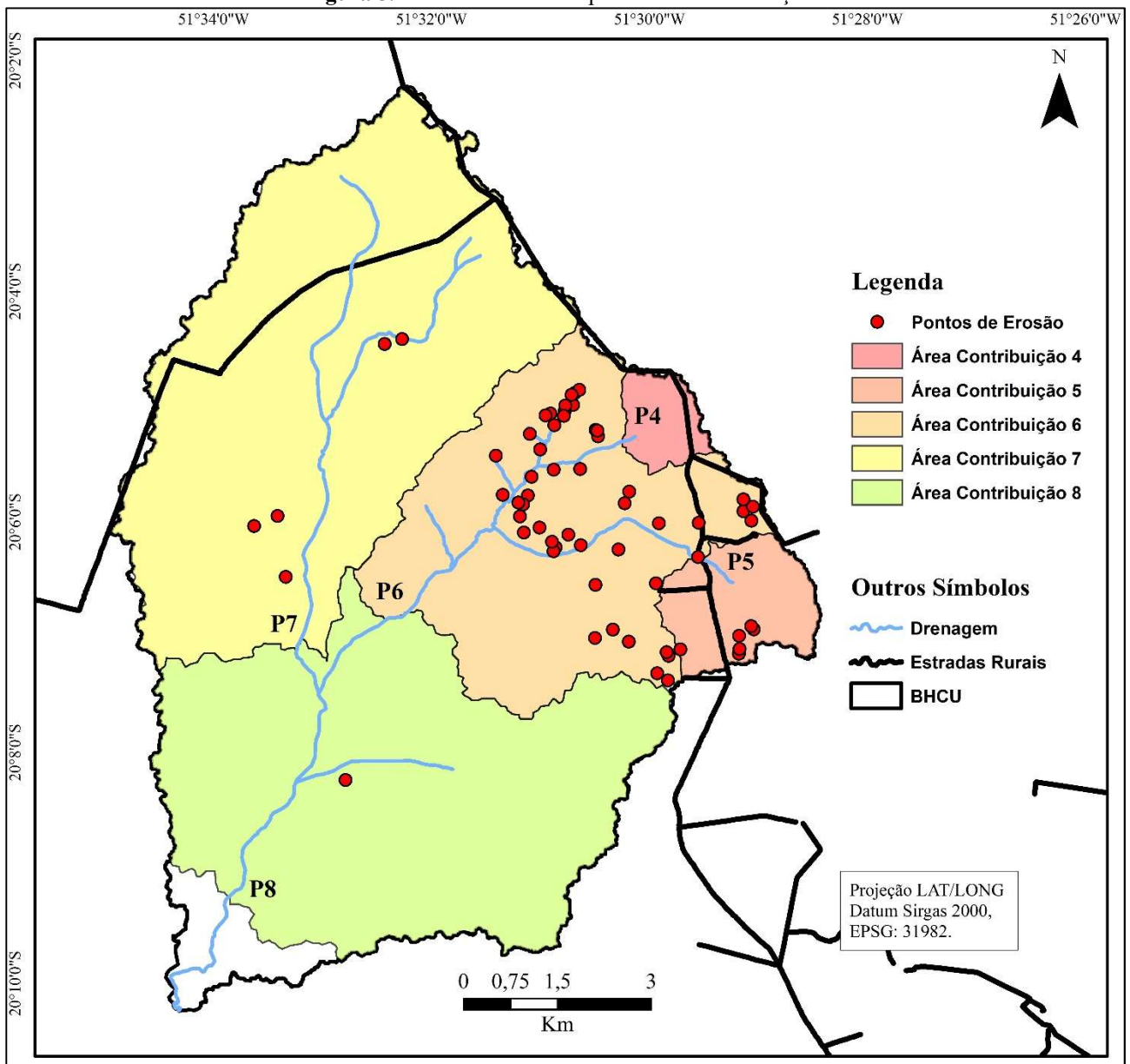
Na área de contribuição 6, no outono e no inverno, a fragilidade ambiental e a qualidade da água apresentaram a mesma classificação do grau de fragilidade. Já nas demais estações esta dinâmica se altera, pois no modelo da fragilidade ambiental a primavera apresentou-se na classe alta em decorrência da baixa densidade da cobertura vegetal, que em sua maioria é pastagem, no qual também foram registrados 50 pontos erosivos (Tabela 5.6 e Figura 5.4). Assim, esta condição associada ao aumento da precipitação, amplia o escoamento superficial da água, elevando, conseqüentemente, a classificação da qualidade da água, corroborando com a influência da cobertura vegetal sobre o resultado do R^2 (Tabela 5.3). A cobertura vegetal oferece proteção ao solo, beneficiando a infiltração da água, reduzindo o escoamento superficial (SANTOS; MARCHIORO, 2020), além de atuar diretamente na qualidade da água (DIAS *et al.*, 2014; SILVA *et al.*, 2017). Dessa forma, no verão, embora ocorra o aumento da precipitação, há diminuição do grau na fragilidade ambiental, bem como da qualidade da água desta área de contribuição, em função do aumento da densidade vegetal, favorecendo a qualidade do ambiente.

Tabela 5.6 - Feições Erosivas por Área de Contribuição.

Feições Erosivas	Área de Contribuição
0	4
6	5
50	6 </td
5	7
1	8

Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 5.4 - Pontos de erosão por área de contribuição.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Nas áreas de contribuição 7 e 8, a mesma dinâmica é observada em ambas, pois estas contêm as maiores áreas florestadas naturais e plantadas dentre todas as áreas de contribuições e como resultado do monitoramento da qualidade da água, estas mantiveram-se na classe baixa, mesmo quando na primavera a fragilidade ambiental foi classificada na classe média (Figura 5.3). Estas áreas de contribuição que continham maior parcela de vegetação natural e florestas plantadas apresentaram, em suma, melhores classificações da qualidade na água e de fragilidade ambiental, apresentando no geral uma relação direta, em função da mesma classificação. As áreas de vegetação florestal natural apresentam menor grau de fragilidade (TONELLO *et al.*, 2014), pois a vegetação natural é importante em bacias hidrográficas, uma vez que desempenha um papel de proteção dos cursos d'água impedindo a entrada de sedimentos (TANAKA *et al.*, 2015; TANIWAKI *et al.*, 2017), contendo também a velocidade do percurso das águas fluviais, impedindo o desenvolvimento desenfreado de erosões, propiciando maior infiltração de água no solo (NEVES *et al.*, 2014; VANACKER *et al.*, 2019; ALVES *et al.*, 2021). Já silvicultura de eucaliptos tem registrado menor impacto na qualidade da água do que culturas anuais, como a da cana de açúcar (SILVA *et al.*, 2007), mas não está isenta de contribuir nas alterações da qualidade da água, principalmente em épocas da retirada da madeira. A classificação geral resultou na classe baixa nas áreas de contribuição 7 e 8, efeito este resultante da influência da cobertura vegetal das áreas florestadas.

A cobertura vegetal é essencial na proteção do solo (SUSANTI; WAHYUNINGRUM, 2020), mas a eficiência de cada tipo de vegetação pode variar (ZHOU *et al.*, 2006). Tanto que a diferenciação da biomassa vegetal é bem visível entre as estações, principalmente no inverno e na primavera, no qual apresentaram as maiores áreas com os menores valores do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada - IVDN em todas as classes de uso, mas principalmente na pastagem. Ocorrendo nos últimos anos substituição das pastagens destinadas a agropecuária para silvicultura de eucalipto (NARDOQUE, 2017; VICK; BACANI, 2019), em diferentes áreas do Território Rural do Bolsão.

5.3 Considerações finais

O procedimento apresentado neste trabalho é uma contribuição aos estudos ambientais com a proposta de mapear a fragilidade ambiental com implementação da qualidade da água como elemento participativo da análise.

O índice de determinação linear simples demonstrou que o IVDN (uso e cobertura da terra) apresentou maior influência no modelo da fragilidade ambiental em todas as estações, corroborando, assim, com a classificação da qualidade da água, pois em todas as áreas de contribuição esta variável foi a principal determinante na avaliação ambiental.

A utilização das áreas de contribuição, gerados somente a partir dos pontos de coleta, na estruturação desta proposta foi essencial para a análise da qualidade da água como variável integrativa. Sua utilização permitiu que não houvesse uma generalização da classificação da componente qualidade da água em toda a bacia, ou seja, que houvesse atribuição de um único valor para a bacia inteira. Compartimentando a bacia a partir destas áreas de contribuição foi possível determinar a média da qualidade da água até cada ponto de coleta, fazendo com que este possuísse influência apenas do que estava escoando até ele.

Sazonalmente a fragilidade ambiental em conjunto com qualidade da água apresentaram uma relação direta sobre as áreas de florestas naturais/plantas, com exceção apenas da primavera que apresentou, sobre estas áreas e as demais, maior sensibilidade a precipitação na fragilidade ambiental.

Sobre as áreas de nascentes, a qualidade da água, muitas vezes não representou a mesma sensibilidade que a fragilidade ambiental, em função, de algumas vezes, a água não apresentar consequências das alterações ambientais, sobre influência da precipitação e principalmente da cobertura vegetal.

5.4 Referências bibliográficas

ALVES, W. S.; MARTINS, A. P.; PÔSSA, E. M.; MOURA, D. M. B.; MORAIS, W. A.; FERREIRA, R. S.; SANTOS, L. N. S. Geotechnologies applied in the analysis of land use and land cover (LULC) transition in a hydrographic basin in the Brazilian Cerrado. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, 22, p. 1-10, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2021.100495>

AMORIM, S. F. Fragilidade ambiental no município de Castelo do Piauí, nordeste do estado do Piauí. **Revista Formação (ONLINE)**, v. 25, n. 45, p. 51-66, 2018.

ANJINHO, P. S.; BARBOSA, M. A. G. A.; COSTA, C. W.; MAUAD, F. F. Environmental fragility analysis in reservoir drainage basin land use planning: a Brazilian basin case study. **Land Use Policy**, 100, 104946, 2021. DOI: 10.1016/j.landusepol.2020.104946

ANDRADE, E. M.; ARAÚJO, L. F. P.; ROSA, M. F.; GOMES, R. B.; LOBATO, F. A. O. Fatores determinantes da qualidade das águas superficiais na bacia do Alto Acaraú, Ceará, Brasil. **Ciência Rural**, 37(6):1791 – 1797, 2007.

BONIFÁCIO, C. M. **Fragilidade ambiental e qualidade da água na unidade hidrográfica do Pirapó, Paranapanema III e IV, Paraná**. Tese (Doutorado em Geografia). Centro de Ciências Humanas, Letras e Artes, Universidade Estadual de Maringá, 2019.

BO, W.; WANG, X.; ZHANG, Q.; XIAO, Y.; OUYANG, Z. Influence of land use and point source pollution on water quality in a developed region: a case study in Shunde, China. **International Journal of Environment Research and Public Health**, 15 (1), p. 1 – 9, 2017. DOI: 10.3390/ijerph15010051

BRASIL. Código Florestal Brasileiro. **Lei 12.651**, de 25 de maio de 2012. Brasília, Diário Oficial da União, 2012. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm. Acesso em: 15 jan. 2022.

CHENG, P.; MENG, F.; WANG, Y.; ZHANG, L.; YANG, Q.; JIANG, M. The impacts of land use patterns on water quality in a trans-Boundary River basin in Northeast China based on eco-functional regionalization. **International Journal of Environment Research and Public Health**, 15 (9), p. 1-29, 2018. DOI:10.3390/ijerph15091872

BRASIL, Conselho Nacional do meio Ambiente - CONAMA. **Resolução nº303**, de março de 2002. Dispõe sobre parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente. DOU no 90, Seção 1, p. 68. Brasília-DF, 13/04/2002.

BRASIL, Conselho Nacional do meio Ambiente - CONAMA. **Resolução nº 357**, de março de 2005. Estabelece classificação para as águas doces, salobras e salinas do Território Nacional. DOU. Nº 53. Seção 1. p.58., Brasília-DF, 18 /03/ 2005.

DING, J.; JIANG, Y.; LIU, Q.; HOU, Z.; LIAO, J.; FU, L.; PENG, Q. Influences of the land use pattern on water quality in low-order streams of the Dongjiang River basin, China: a multi-scale analysis. **Science of the Total Environment**, p. 205-216, 2016. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.01.162

ESRI, 2018. ArcGIS Desktop: Release 10. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.

EVANS, I.S. Geomorphometry and landform mapping: What is a landform? **Geomorphology** v.137, p. 94 – 106, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2010.09.029>

FRANCO, G. B.; BETIM, L. S.; MARQUES, E. A. G.; GOMES, R. L.; CHAGAS, C. S. Relação qualidade da água e fragilidade ambiental da Bacia do Rio Almada, Bahia. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 42, 2012. DOI: 10.5327/Z0375-75362012000500010

GARÓFALO, D. T.; FERREIRA, M. C. mapeamento de fragilidade ambiental por meio de análise geoespacial: uma aplicação na alta bacia dos rios Piracicaba e Sapucaí-Mirim, Apa Fernão Dias, MG. **Revista do Departamento de Geografia – USP**, v. 29, p. 212 - 245, 2015. DOI: <https://doi.org/10.11606/rdg.v29i0.102118>

GOUVEIA, I. C. M-C.; ROSS, J. L.S; Fragilidade Ambiental: uma Proposta de Aplicação de Geomorphons para a Variável Relevô. **Revista do Departamento de Geografia**, São Paulo, n.37, p. 123-136, 2019. DOI: <https://doi.org/10.11606/rdg.v37i0.151030>

HUNG, C. L. J.; JAMES, L. A.; CARBONE, G. J.; WILLIAMS, J. M. Impacts of combined land-use and climate change on streamflow in two nested catchments in the Southeastern United States. **Ecological Engineering**, v.143, 105665, p. 1-13, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.105665>

JAXA/METI - Japan Aerospace Exploration Agency/ Ministry of Economy, Trade, and Industry. Alos Palsar L 1.0. 2007. Accessed through ASF DAAC. Disponível em: <https://asf.alaska.edu/>. Acessado em: 18 jul. 2018.

- LI, X.; HUANG, T.; MA, W.; SUN, X.; ZHANG, H. Effects of rainfall patterns on water quality in a stratified reservoir subject to eutrophication: implications for management. **Science of The Total Environment**, v. 521–522, p.27–36. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.03.062>
- Macedo J.A.B. 2004. **Águas e águas**. CRQ-MG, Belo Horizonte, p. 977, 2015.
- MACEDO, D. R.; HUGHES, R. M.; KAUFMANN, P. R.; CALLISTO, M. Desenvolvimento e validação de um índice de fragilidade ambiental (EFI) para o bioma savana neotropical. **Science of The Total Environment**, 635, p. 1267 – 1279, 2018. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.04.216
- MEDEIROS, R. B. **Influência da Erosividade sobre o Uso, Ocupação e Manejo da Terra e a Quantidade e Qualidade das Águas Superficiais da Bacia Hidrográfica do Córrego Moeda**. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Câmpus Três Lagoas/MS. Três Lagoas, MS, 2016.
- MINÁR, J.; EVANS, I. A. Elementary forms for land surface segmentation: The theoretical basis of terrain analysis and geomorphological mapping. **Geomorphology**, v.95. p. 236–259, 2008
- NARDOQUE, S. Expansão geográfica do capital e reforma agrária em Mato Grosso do Sul nos governos FHC e Lula. In: COELHO, Fabiano; CAMACHO, Rodrigo Simão. O campo no Brasil contemporâneo: do governo FHC aos governos petistas (questão agrária e reforma agrária). Curitiba: CRV, 2017.
- NEVES, L. F. S., NEVES, S. M. A. S., CANALE, G. R. Análise da fragmentação de Cerrado na bacia hidrográfica do rio Aguapeí, Porto Esperidião (MT): um estudo de caso a partir das geotecnologias e métricas da paisagem. **Ateliê Geográfico**. 8, 130–149, 2014. DOI: <https://doi.org/10.5216/ag.v8i2.21557>
- RIBEIRO, T. F. B. Reflexos do uso da terra na avaliação da poluição hídrica da bacia hidrográfica do ribeirão das Lavras, Guarulhos – SP. Dissertação (Mestrado em Análise Geoambiental) – Centro de Pós-Graduação e Pesquisa, Universidade Guarulhos, Guarulhos, SP, 2016.
- ROSS, J. L. S. Análise empírica da fragilidade dos ambientes naturais e antropizados. **Revista do Departamento de Geografia**, São Paulo, n. 8, p. 63-74, 1994. DOI: <https://doi.org/10.7154/RDG.1994.0008.0006>
- RUSSO, A. Applying the Revised Universal Soil Loss Equation model to land use planning for erosion risk in Brunei Darussalam, **Australian Planner**, 3682, p.1–17, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1080/07293682.2014.957332>
- SAMPAIO, T. V. M.; AUGUSTIN, C. H. R. R. Índice de Concetração da Rugosidade: Uma Nova Proposta Metodológica para o Mapeamento e Quatifi cação da Dissecação do Relevo como Subsídio a Cartografia Geomorfológica. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 15, n. 1, 47-60, 2014. DOI: <https://doi.org/10.20502/rbg.v15i1.376>
- SANTOS, J. R. U.; MARCHIORO, E. Análise empírica da fragilidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Duas Bocas, Espírito Santo, Brasil. **Revista do Departamento de Geografia**, v.39, p. 72- 87, 2020. DOI: 10.11606/rdg.v39i0.160946
- SCHMITT, L. K. Developing and applying a soil erosion model in a data-poor context to an island in the rural Philippines. **Environment, Development and Sustainability**, 11, 19–42, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10668-007-9096-1>
- SISEAPRO, Sistema Estatística Aplicada a Produção verão teste, 2022. Disponível em:< <http://www.siseapro.com.br/>>. Acessado em 15 jun 2022.

- SILVA, M. S.; BUENO, I. T.; JÚNIOR, F. W. A.; BORGES, L. A. C.; CALEGARIO, N. Avaliação da cobertura do solo como indicador de gestão de recursos hídricos: um caso de estudo na subbacia do Córrego dos Bois, Minas Gerais. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, p.445-452, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522017149673>
- SILVA, D. M. L.; OMETTO, J. P. H. B.; LOBO, G. A.; LIMA, W. D. P.; SCARANELLO, M. A.; MAZZI, E.; ROCHA, H. R. Can land use changes alter carbon, nitrogen and major ion transport in subtropical Brazilian streams? **Scientia Agricola**. 64, 317–324, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0103-90162007000400002>
- SILVEIRA, T.; REGO, N. A. C.; SANTOS, J. W. B.; ARAÚJO, M. S. B. Qualidade da Água e Vulnerabilidade dos Recursos Hídricos Superficiais na Definição das Fragilidades Potencial e Ambiental de Bacias Hidrográficas. *Revista Brasileira de Geografia Física, local*, v.7, n.4, p.642-652, 2014
- SUSAN, P. D.; WAHYUNINGRUM, N. Identification on the main water quality parameters for monitoring and evaluating watershed health. **Indonesian Journal of Geography**, v. 52 (2), p. 228-238, 2020. DOI: <http://dx.doi.org/10.22146/ijg.47280>
- TANAKA, M. O.; FÁTIMA FERNANDES, J.; SUGA, C. M.; HANAI, F. Y.; SOUZA, A. L. T. Abrupt change of a stream ecosystem function along a sugarcane-forest transition: Integrating riparian and in-stream characteristics. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v.207, p. 171 – 177, 2015. DOI: 10.1016/j.agee.2015.04.014
- TANIWAKI, R. H.; CASSIANO, C. C.; FILOSO, S.; BARROS FERRAZ, S. F.; CAMARGO, P. B.; MARTINELLI, L. A. Impactos da conversão de pastagens de baixa intensidade em áreas de cultivo bioenergético de alta intensidade na qualidade da água de riachos tropicais no Brasil. **Science of The Total Environment**, v.584-585, p. 339 - 347, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.150>
- THE JAMOVİ PROJECT (2021). Jamovi. (Version 2.2) [Computer Software]. Retrieved from <https://www.jamovi.org>
- TONELLO, K. C.; GASPAROTO, E. A. G.; SHINZATO, E. T.; VALENTE, R. O. A.; DIAS, H. C. T. Precipitação efetiva em diferentes formações florestais na floresta nacional de ipanema. **Revista Árvore** 38:383–390. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-67622014000200020>
- TRICART, J. **Ecodinâmica**. Rio de Janeiro: IBGE/ SUPREN (Recursos Naturais e Meio Ambiente), 1977.
- TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. 2ºed. Porto Alegre: Editora da Universidade: ABRH, 1997.
- UDDIN, M. G; NASH, S.; OLBERT, A. I. A review of water quality index models and their use for assessing surface water quality. *Ecological Indicators*, V.122, 1-21, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107218>
- VANACKER, V.; AMEIJERAS-MARINO, Y.; SCHOONEJANS, J.; CORN'ELIS, J. T.; MINELLA, J. P. G.; LAMOULINE, F.; VERMEIRE, M. L.; CAMPFORTS, B.; ROBINET, J.; VAN DE BROEK, M.; DELMELLE, P.; OPFERGELT, S. Land use impacts on soil erosion and rejuvenation in Southern Brazil. **Catena** 178, 256–266, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.03.024>

VICK, E. P.; BACANI, V. M. Predição de Cenário Futuro Utilizando Autômatos Celulares e Cadeias de Markov em Área de Expansão da Silvicultura Sobre o Cerrado Brasileiro. *Mercator* (Fortaleza. Online), v. 18, p. 1, 2019.

VICK, E. P.; SILVA, E. R. S.; BACANI, V. M.; LIMA, C. G. R.; PELUCO, A. A.; GRADELLA, F. S.; DECCO, H. F.; OLIVEIRA, V. F. R.; FERREIRA NETO, M.; BRITO, R. M. Avaliação da Fragilidade Ambiental como Subsídio para Gestão Ambiental na Bacia Hidrográfica do Ribeirão do Beltrão - MS. *GEO UERJ* (2007), v. 39, p. 1-21, 2021. DOI: 10.12957/geouerj.2021.44364

XU, S.; LI, S.; ZHONG, J.; LI, C. Spatial scale effects of the variable relationships between landscape pattern and water quality: Example from an agricultural karst river basin, Southwestern China. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 300, 106999, p. 1-13, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106999>

YU, S.; XU, Z.; WU, W.; ZUO, D. Effect of land use types on stream water quality under seasonal variation and topographic characteristics in the Wei River basin, China. *Ecological Indicators*, v.60, p. 202-212, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.06.029>

ZHONG, M.; ZHANG, H.; SUN, X.; WANG, Z.; TIAN, W.; HUANG, H. Analyzing the significant environmental factors on the spatial and temporal distribution of water quality utilizing multivariate statistical techniques: a case study in the Balihe Lake, China. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(29):29418–29432, 2018. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2943-9>

ZHOU, Z.; SHANGGUAN, Z.; ZHAO, D. Modeling vegetation coverage and soil erosion in the Loess Plateau Area of China. *Ecological Modelling*, v.198:263–268, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.04.019>