

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PELOTAS
FACULDADE DE AGRONOMIA ELISEU MACIEL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO
E DA ÁGUA



Tese

Potencial de técnicas de obtenção de dados para modelagem da identificação de fontes de produção de sedimentos

Mélory Maria Fernandes de Araujo

Pelotas-RS, 27 de março de 2025

Mélory Maria Fernandes de Araujo

Potencial de técnicas de obtenção de dados para modelagem da identificação de fontes de produção de sedimentos

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Manejo e Conservação do Solo e da Água da Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel da Universidade Federal de Pelotas, como requisito à obtenção do título de Doutor em Ciências.

Orientador:

Dr. Pablo Miguel

Coorientadores:

Dra. Maria Cândida Moitinho Nunes

Dra. Diuliana Leandro

Pelotas-RS, 27 de março de 2025

Universidade Federal de Pelotas / Sistema de Bibliotecas
Catalogação da Publicação

A656p Araujo, Mélogy Maria Fernandes de

Potencial de técnicas de obtenção de dados para modelagem da identificação de fontes de produção de sedimentos [recurso eletrônico] / Mélogy Maria Fernandes de Araujo ; Pablo Miguel, orientador. – Pelotas, 2025.

151 f. : il.

Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Manejo e Conservação do Solo e da Água, Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, Universidade Federal de Pelotas, 2025.

1. Erosão hídrica. 2. Bacia hidrográfica. 3. Fingerprinting. 4. Modelos de mistura. 5. Conservação do solo. I. Miguel, Pablo, orient. II. Título.

CDD 631.62

Mélory Maria Fernandes de Araujo

Potencial de técnicas de obtenção de dados para modelagem da identificação de fontes de produção de sedimentos

Tese aprovada, como requisito parcial para obtenção do grau de Doutor em Ciências, Programa de Pós-Graduação em Manejo e Conservação do Solo e da Água, Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, Universidade Federal de Pelotas.

Data da defesa: 25/03/2025

Banca examinadora:

Prof. Dr Pablo Miguel (Orientador)

Doutor em Ciências do Solo pela Universidade Federal de Santa Maria

Prof(a). Dr(a) Juliana Brito da Silva

Doutor(a) em Ciências pela Universidade Federal de Pelotas

Prof. Dr Stefan Domingues Nachtigall

Doutor em Ciências pela Universidade Federal de Pelotas

Prof(a). Dr Luiz Eduardo Akiyoshi Sanches Suzuki

Doutor em Ciências do Solo pela Universidade Federal de Santa Maria

Agradecimentos

Gostaria de expressar minha profunda gratidão a todas as pessoas que, de alguma forma, contribuíram para a realização deste trabalho, para o meu crescimento acadêmico e pessoal ao longo do período do doutorado.

Ao meu orientador Pablo Miguel por toda ajuda e empenho durante todos esses anos. As minhas coorientadoras Maria Cândida Moitinho Nunes e Diuliana Leandro, pela orientação, apoio e dedicação.

Aos professores membros da minha banca de defesa, Profa. Juliana Brito, Prof. Stefan Nachtigall e Prof. Luiz Eduardo Suzuki.

Aos meus colegas e amigos especialmente da equipe de Pedologia, por todo apoio, motivação e troca de experiências, em especial ao Stefan, Jeferson, Lucas, Adão e Celso. Aos estagiários do grupo de Pedologia pelo auxílio nas análises e coletas de campo José Vitor, Ana Carolina Nunes, Lidiane Kruger, Eduardo Ferreira e Giovana Milech. Aos técnicos do departamento de Solos da Faculdade Agronomia Eliseu Maciel.

Aos pesquisadores do Instituto de Agricultura Sostenible (IAS-CSIC) que participaram do meu período sanduíche na Espanha, assim como os técnicos do Laboratório de Erosão do Solo do IAS. Destaco, especialmente, a Dra. Gema Guzman e Dr. José Alfonso Gomez pela ajuda, orientação, apoio durante minha estadia no IAS. Aos colegas do grupo de pesquisa em erosão do solo do IAS em especial a Giovana Fortuna, Susana Gonzalez, Ahsan Maqbool, Ignacio Carretero, Antônio Hayas, José Antonio Muñoz, Milagros Torrús, Javier Montoliu, Weinan Sun (Gracias a todos)!

Ao Professor Dr. Alexander Koiter por toda ajuda e auxílio no desenvolvimento dos resultados do capítulo 2 da pesquisa. Ao pesquisador Dr. Ivan Lizaga pelos esclarecimentos e ajuda com o uso do FingerPro.

A CAPES e o PPG MACSA pelo fomento da bolsa tanto no Brasil quanto durante o PDSE, código de financiamento 001.

Em especial a minha família, pela paciência e amor durante todos esses anos de dedicação aos estudos. Aos meus amigos Fábio, Bruno, Carolina, Priscila, Carla, Angélica, Paula, Gabriel, Larissa, Mariana, Luciana, Lukas, Gustavo's, Alaor, Diego e Tainara que sempre estiveram ao meu lado, mesmo que as vezes não estando perto fisicamente, mas sempre oferecendo palavras de incentivo nos momentos de desafio e celebrando as conquistas comigo.

A todos, meu sincero agradecimento por fazerem parte dessa caminhada e por contribuírem para a realização deste trabalho.

Resumo

ARAUJO, Mélorly Maria Fernandes de Araujo. **Potencial de técnicas de obtenção de dados para modelagem da identificação de fontes de produção de sedimentos.** Orientador: Pablo Miguel. 2025. 151f. Tese (Doutorado em Manejo e Conservação do Solo e da Água) – Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2025.

O processo de erosão é uma das formas mais prejudiciais de degradação do solo, isso ocorre pela combinação de diversos fatores como, cobertura vegetal, tipo de solo, topografia e a intensidade das chuvas. A busca por modelos de predição cada vez mais precisos é o foco de diversas pesquisas, buscando representar cada vez mais a realidade encontrada in situ. Esta pesquisa traz como tentativa principal a identificação de variáveis traçadoras de processos erosivos através da obtenção de dados de solos e sedimentos com o uso de diferentes técnicas de análise. Comparando metodologias baseadas em traçadores geoquímicos e técnicas não destrutivas complementares. As técnicas empregadas para identificar os elementos traçadores foram as análises geoquímicas com ICP, dissoluções seletivas (Fe e Mn), e técnicas não destrutivas foram a espectroradiometria, a suscetibilidade magnética e a espectroscopia de fluorescência de raio-x. A modelagem foi realizada através da aplicação do método *fingerprinting* para identificação das fontes de sedimentos, através do modelo de mistura Fingerpro. A área de estudo está localizada no interior do município de Pelotas, o qual por sua vez está localizado ao sul do Rio Grande do Sul, Brasil. A sub-bacia hidrográfica rural é denominada de bacia hidrográfica do arroio Epaminondas (BHAÉ) a qual pertence bacia hidrográfica da Barragem Arroio Santa Bárbara (BASB). Os resultados obtidos neste estudo apresentam uma variação na contribuição das fontes e diferença das variáveis traçadoras ao longo da sub bacia.

Palavras-chave: erosão hídrica; bacia hidrográfica; *fingerprinting*; modelos de mistura; elementos traçadores; conservação do solo.

Abstract

ARAUJO, Mélorly Maria Fernandes de Araujo. **Potential of data acquisition techniques for modeling the identification of sediment production sources.** Advisor: Pablo Miguel. 2025. 151f. Thesis (PhD in Soil and Water Management and Conservation) – Faculty of Agronomy Eliseu Maciel, Federal University of Pelotas, Pelotas, 2025.

The erosion process is one of the most damaging forms of soil degradation, and occurs due to the combination of several factors, such as vegetation cover, soil type, topography and rainfall intensity. The search for increasingly accurate prediction models is the focus of several studies, seeking to increasingly represent the reality found in situ. This research aims to identify variables that trace erosion processes by obtaining soil and sediment data using different analysis techniques. Methodologies based on geochemical tracers and complementary non-destructive techniques were compared. The techniques used to identify the tracer elements were geochemical analyses with ICP, selective dissolutions (Fe and Mn), and non-destructive techniques were spectroradiometry, magnetic susceptibility and X-ray fluorescence spectroscopy. The modeling was performed by applying the fingerprinting method to identify sediment sources, using the Fingerpro mixture model. The study area is located in the interior of the municipality of Pelotas, which in turn is located in the south of Rio Grande do Sul, Brazil. The rural hydrographic sub-basin is called the Epaminondas stream basin (BHAE) to which the Santa Bárbara stream basin (BASB) belongs. The results obtained in this study show a variation in the contribution of the sources and a difference in the tracer variables throughout the sub-basin.

Keywords: water erosion; hydrographic basin; *fingerprinting*; mixing model; tracer elements; soils conservation.

Lista de Figuras

Figura 4.1-Resumo gráfico do desenvolvimento da revisão bibliométrica.....	34
Figura 4.2 - Número de estudos publicados entre 1998 e 2023.....	36
Figura 4.3 - Países com maior número de publicações científicas por tipo de colaboração (SCP e MCP).....	41
Figure 4.4 - Produção anual de 2013 até 2023.....	45
Figura 4.5 - Países com as maiores contribuições científicas nesse tema.....	46
Figura 4.6 - Relação entre os países mais produtivos e suas colaborações.....	47
Figura 5.1 - Localização da bacia hidrográfica do arroio Epaminondas (BHAE).....	57
Figura 5.2 - Série pluviométrica anos 2021 e 2022, Ponte Cordeiro de Farias, estação (3152016).....	58
Figura 5.3 - Uso de solo da bacia hidrográfica do arroio Epaminondas. 1) mata; 2) agricultura; 3) pastagem; 4) solo exposto.....	59
Figura 5.4 - Matriz de correlação da Área 1, destacando as relações entre os elementos geoquímicos e variáveis espectrais.....	66
Figura 5.5 - Matriz de correlação da Área 2, destacando as relações entre os elementos geoquímicos e variáveis espectrais.....	67
Figura 5.6 - Matriz de correlação da Área 3, destacando as relações entre os elementos geoquímicos e variáveis espectrais.....	68
Figura 5.7 - Diagramas ternários para a área 1.....	70
Figura 5.8 - Diagramas ternários para a área 2.....	72
Figura 5.9 - Diagramas ternários para a área 3.....	73
Figura 5.10 - Análise de Componentes Principais (PCA) dos traçadores: a) área 1; b) área 2 e c) área 3.....	78
Figura 5.11 - Análise discriminante DFA a) Area 1; b) Area 2 e c) Area 3.....	79
Figura 5.12 - Contribuição das Fontes na área 1 por coleta.....	81
Figura 5.13 - Contribuição das Fontes na área 2 por coleta.....	82
Figura 5.14 - Contribuição das Fontes na área 3 por coleta.....	83
Figura 5.15 - Ajuste do erro (GOF) para o modelo proposto.....	85
Figura 6.1 - Localização e caracterização geológica da bacia hidrográfica do arroio Epaminondas (BHAE), no município de Pelotas, RS.....	93
Figura 6.2 - Esquema de coletor de sedimentos em suspensão.....	95

Figura 6.3 - Matriz de correlação da Área 1.....	103
Figura 6.4 - Matriz de correlação da Área 2.....	104
Figura 6.5 - Matriz de correlação da Área 2.....	105
Figura 6.6 – Diagramas ternários para a área 1. A) coleta 1; B) coleta 2; C) coleta 3 e D) diagrama esquemático de interpretação dos diagramas ternários.....	106
Figura 6.7 - Diagramas ternários para a área 2. A) coleta 1; B) coleta 2; C) coleta 3 e D) diagrama esquemático de interpretação dos diagramas ternários.....	108
Figura 6.8 - Diagramas ternários para a área 3. A) coleta 1; B) coleta 2; C) coleta 3 e D) diagrama esquemático de interpretação dos diagramas ternários.....	109
Figura 6.9 - Análise discriminante DFA a) Area 1; b) Área 2 e c) Área 3.....	112
Figura 6.10 - Análise de Componentes Principais (PCA) dos traçadores: a) área 1; b) área 2 e c) área 3.....	113
Figura 6.11 - Contribuição das Fontes na área 1 por coleta.....	114
Figura 6.12 - Contribuição das Fontes na área 2 por coleta.....	115
Figura 6.13 - Contribuição das Fontes na área 3 por coleta.....	116
Figura 6.14 - Ajuste do erro (GOF) para o modelo proposto.....	117

Lista de Tabelas

Tabela 4.1 - Evolução dos estudos de impressão digital dividido por períodos.....	37
Tabela 5.1 - Resumo de estudos que utilizam espectroscopia como potencial propriedade discriminante em abordagens de impressão digital de sedimentos em todo o mundo.....	54
Tabela 5.2 - Descrição dos coeficientes de cor por reflectância espectral. Adaptado: Boudreault <i>et al</i> , 2018.....	52
Tabela 5.3 - Princípios básicos do índice de conservadorismo.....	53
Tabela 5.4 - Desempenho dos traçadores para a área 1.....	71
Tabela 5.5 - Desempenho dos traçadores para a área 2.....	72
Tabela 5.6 - Desempenho dos traçadores para a área 3.....	74
Tabela 5.7 - Valores de Kw ($p=0.1$) para as propriedades geoquímica.....	76
Tabela 5.8 - Valores de Kw ($p=0.1$) para os coeficientes de cores.....	77
Tabela 6.1 - Número de amostras por fontes.....	94
Tabela 6.2 - Período de coleta de sedimento.....	95
Tabela 6.3 - Desempenho dos traçadores para a área 1.....	107
Tabela 6.4 - Desempenho dos traçadores para a área 2.....	108
Tabela 6.5 - Desempenho dos traçadores para a área 3.....	110
Tabela 6.6 - Valores de Kw ($p=0.1$) para todas as variáveis.....	111

Sumário

1. Introdução.....	14
1.2. Objetivos Gerais.....	17
1.3. Objetivos Específicos.....	17
1.4. Hipóteses.....	18
2. Revisão da Literatura.....	19
2.1. Modelagem da erosão hídrica do solo.....	20
2.2. Universal Soil Loss Equation (Equação Universal de Perda de Solo).....	20
2.3. Revised Universal Soil Loss Equation (Equação Universal de Perda de Solo Revisada) – RUSLE.....	21
2.4. Modified Universal Soil Loss Equation (Equação Universal de Perda de Solo Modificada) – MUSLE.....	22
2.5. Water Erosion Prediction Project (Projeto de previsão de erosão hídrica) – WEPP.....	23
2.6. Soil and Water Assessment Tool (Ferramenta de Avaliação do Solo e da Água) – SWAT.....	24
2.7. Erosion Potential Method (Método de Erosão Potencial) – EPM.....	25
2.8. Método <i>fingerprinting</i>	26
2.9. Modelos de mistura aplicados ao <i>Fingerprinting</i> de Sedimentos.....	30
3. Metodologia geral.....	33
4. Capítulo 1 - A utilização de variáveis traçadoras como assinaturas digitais (<i>fingerprintings</i>) na identificação de fontes de produção de sedimentos em suspensão: uma revisão bibliométrica	34
4.1. Introdução.....	34
4.2. Metodologia.....	36
4.3. Resultados e discussões.....	38
4.3.1. Uso do Método <i>Fingerprinting</i> e diferentes abordagens.....	38
4.3.2. Utilização de <i>mixing model</i> em estudos de rastreamento de sedimentos... 47	47
4.4. Conclusão.....	54
5. Capítulo 2 – Identificação das fontes de produção de sedimentos em uma bacia hidrográfica do sul do Brasil utilizando modelagem de mistura.....	56
5.1. Introdução.....	56

5.2. Metodologia.....	60
5.2.1. Caracterização da área de estudo.....	60
5.2.2. Amostragem das fontes potenciais de produção de sedimentos.....	63
5.2.3. Análises para discriminação das fontes de sedimentos.....	64
5.2.4. Análises de cor por espectrometria de reflectância difusa.....	65
5.2.5. Seleção de traçadores e Modelagem de Distribuição de Fontes de Sedimentos.....	66
5.3. Resultados e discussão.....	68
5.3.1. Análise de Correlação e Comportamento das Variáveis.....	69
5.3.2. Índice de conservadorismo.....	73
5.3.3. Teste de Kruskal-Wallis (KW) e Função Discriminante (DFA).....	79
5.3.4. Discriminação de fontes e contribuições de fontes de sedimentos.....	84
5.3.5. Desempenho do modelo.....	89
5.4. Conclusões.....	90
6. Capítulo 3 - Aplicação de Modelos de Mistura na Identificação de Fontes de Sedimentos com Técnicas Não Destrutivas em Bacias Hidrográficas Agrícolas do Sul do Brasil.....	92
6.1. Introdução.....	92
6.2. Materiais e métodos.....	96
6.2.1. Área de estudo.....	96
6.2.2. Amostragem das fontes potenciais de produção de sedimento.....	98
6.3. Análises para discriminação das fontes de sedimentos.....	99
6.3.1. Espectrorradiometria.....	100
6.3.2. Suscetibilidade Magnética.....	100
6.3.3. Fluorescência de Raio-X.....	101
6.3.4. Modelagem de Mistura e Seleção de Traçadores.....	102
6.4.1. Análise de Correlação e Comportamento das Variáveis.....	105
6.4.2. Índice de conservadorismo.....	109
6.4.3. Teste de Kruskal-Wallis (KW) e Função Discriminante (DFA).....	113
6.4.4. Discriminação de fontes e contribuições de fontes de sedimentos.....	117
6.4.5. Desempenho do modelo.....	120
6.5. Conclusões.....	121

7. Considerações Finais.....	122
8. Referências.....	124

1. Introdução

A erosão do solo, quando em processo acelerado, constitui sério problema de degradação, sendo uma das formas mais prejudiciais ao solo, isso ocorre pela combinação de diversos fatores, tais como: fatores climatológicos, fatores geográficos e pelas atividades antrópicas. Este processo reduz a capacidade produtiva das culturas, desestrutura o solo, causando assim a perda de nutrientes essenciais para o desenvolvimento das culturas.

Um dos principais impactos causados pelo processo de erosão hídrica do solo é a deposição de sedimentos nos cursos d'água. Todo o processo erosivo, ou seja, a desagregação, o transporte e a deposição, acarretam mudanças na composição, especialmente na concentração de contaminantes nos sedimentos. Estes problemas em relação ao processo de assoreamento dos leitos dos rios através do transporte de sedimentos gera uma necessidade de melhor compreender o processo, não só do ponto de vista qualitativo, mas também quantitativo, tornando-se de extrema importância para o planejamento e gestão de recursos hídricos, bem como o manejo conservacionista do solo.

Estudos hidrossedimentológicos em bacias hidrográficas têm sido amplamente realizados a partir da necessidade da compreensão dos processos que controlam o movimento da água e sedimentos. As informações sobre a dinâmica dos sedimentos e a composição destes têm sido usadas para entender o processo de erosão do solo, tal informação é importante para a compreensão de como o ambiente responde a fatores naturais e antropogênicos.

Deste modo, a identificação da origem destes sedimentos dentro de uma determinada área é muito importante. Diversas pesquisas no mundo buscam encontrar que(ais) tipos de características podem relacionar as fontes de produção de sedimentos com o próprio sedimento em suspensão. Para isso, a maioria procede com a determinação de variáveis estáveis no ambiente, e que possam ser facilmente determinadas.

A busca por variáveis que possam rastrear a origem da erosão hídrica do solo, ou identificar traçadores dos sedimentos em suspensão vem sendo estudada a

bastante tempo. Inicialmente fazendo comparações de ordem qualitativa, comparando as variações encontradas nos sedimentos em suspensão na calha de rios. Somente a partir dos anos 2000 foram elaborados modelos matemáticos para identificação de fontes de produção de sedimentos, com um maior número de variáveis, utilizando características de solo e sedimentos, sendo utilizados em grande escala os parâmetros mineralógicos, magnéticos, geoquímicos, orgânicos, radiométricos isotópicos e físicos. Portanto, a metodologia que utiliza variáveis traçadoras como ferramenta de avaliação quantitativa da produção de sedimentos em suspensão, é conhecida método *fingerprinting*.

A maioria das metodologias usadas para a identificação/quantificação das fontes de produção de sedimentos se baseiam em encontrar relações matemáticas e estatísticas na composição geoquímica das amostras das fontes e do sedimento. Existem relações que são feitas com base em características como, na mineralogia, no carbono orgânico do solo bem como no seu conteúdo encontrado nas diferentes frações químicas da matéria orgânica do solo, nas estimativas através da fluorescência de Raios-X, determinação de *n*-alcanos na cromatografia gasosa, com o uso de isótopos como o ^{137}Cs , etc.

A maioria destas metodologias utilizam técnicas tradicionais, as quais são demoradas, ou baseadas em análises químicas que têm alto custo devido ao uso de reagentes químicos e acabam gerando impactos ambientais pelo uso e descartes de resíduos. Isso mostra que o uso de técnicas que não demandem uma preparação preliminar das amostras pode ser uma alternativa mais rápida e viável para o propósito.

Estudos técnicos voltados a compreender a dinâmica da produção de sedimentos, a identificação de fontes de produção de sedimentos, a dinâmica hidrossedimentológica e estudos de erosão do solo são de fundamental importância. Através destes estudos é possível que órgãos governamentais públicos ou privados desenvolvam planos de mitigação da erosão do solo com o objetivo de trazer resultados com relação a redução das cargas de sedimentos que chegam aos leitos dos rios e que por consequência reduzem a capacidade de armazenamentos dos reservatórios d'água.

A utilização do método *fingerprinting* permite então que sejam exploradas as principais limitações das metodologias e as potencialidades na identificação das fontes de sedimentos a partir de diferente conjunto de variáveis traçadoras. Com o objetivo de compreender a proveniência dos sedimentos e mapear os *hotspots* de erosão do solo, os estudos de impressão digital de sedimentos se beneficiam fortemente de um conhecimento profundo da geomorfologia da área de estudo e, mais especificamente, da erosão do solo e dos sedimentos.

Atualmente existe uma gama de diferentes aplicações do método *fingerprinting* na literatura, em geral, as diferenças entre as aplicações e a escolha das metodologias estão sempre relacionadas com a análise estatística usada para identificar o conjunto de propriedades dos traçadores que discriminam as fontes. A busca por modelos de predição cada vez mais precisos é o foco de diversas pesquisas, buscando representar a realidade encontrada *in situ*.

Nesse sentido, vem crescendo o uso também de modelos de mistura, com base em fontes de captação que incorporam correlações entre elementos e não utilizam ponderações discriminatórias de traçadores. O uso de modelos de mistura para o método *fingerprinting* serve para comparar a variabilidade do resultado em relação a aplicação de um conjunto de dados, o que inclui a aplicação de algoritmos a um conjunto de dados para quantificar a variabilidade na saída, dependendo do modelo utilizado. Estas diferenças entre aplicações devem-se, em muitos casos, às características específicas das áreas de estudo e, portanto, a seleção do procedimento de impressão digital mais eficaz para cada aplicação específica pode tornar-se demorada e complexa.

Deste modo, o presente estudo visa utilizar diferentes técnicas para identificar os elementos traçadores, sendo elas: análises geoquímicas tradicionais, suscetibilidade magnética, dissoluções seletivas (Fe e Mn), espectroradiometria e espectroscopia de fluorescência de raio-x. Portanto, a aplicação do método de impressão digital será realizada utilizando um modelo de mistura, o que permitirá determinar quais fontes têm maior impacto na produção de sedimentos na área de estudo. A área escolhida para o estudo é a sub-bacia hidrográfica do arroio Epaminondas (BHAE), que integra a bacia hidrográfica da Barragem Arroio Santa Bárbara (BASB), responsável pelo abastecimento de água do município de Pelotas, no sul do Rio Grande do Sul. Este

estudo busca contribuir para o desenvolvimento de estratégias mais eficientes no manejo e conservação dos recursos hídricos e do solo, com foco na redução da erosão e na melhoria da qualidade ambiental.

1.2. Objetivos Gerais

O objetivo geral desta pesquisa é utilizar o modelo de mistura para estimar as fontes de produção de sedimentos em bacias hidrográficas, comparando metodologias baseadas em traçadores geoquímicos e técnicas complementares não destrutivas. O estudo visa aprimorar a precisão de técnicas de rastreamento de sedimentos em suspensão e contribuir para o desenvolvimento de estratégias de mitigação da erosão mais eficazes e sustentáveis.

1.3. Objetivos Específicos

- Caracterizar quantitativamente o solo das fontes de produção de sedimento e determinar sua interrelação no processo de erosão do solo, avaliando assim a proporção e natureza dos constituintes minerais e orgânicos;
- Aplicar o modelo de mistura para determinar a participação relativa de cada fonte de sedimento na bacia hidrográfica.
- Determinar e identificar quais os locais com maior impacto na produção de sedimentos dentro da bacia;
- Identificar qual o melhor conjunto de elementos traçadores, a partir de diferentes metodologias;
- Avaliar a aplicabilidade de técnicas não destrutivas na caracterização das fontes de sedimentos
- Determinar quais fontes com maior impacto relativo na produção de sedimentos dentro da área de estudo

1.4. Hipóteses

- I. A produção científica sobre o método de impressão digital e modelos de mistura para identificação de fontes de sedimentos revela um crescimento acentuado e uma diversificação de metodologias ao longo das últimas décadas, refletindo uma evolução das metodologias quantitativas. No entanto, persistem lacunas na padronização das metodologias e na integração de novas abordagens.
- II. A utilização combinada de traçadores geoquímicos, carbono orgânico total e coeficientes de cor no espectro visível, associada ao método de classificação de consenso (CR), aumenta a confiabilidade dos modelos de mistura, proporcionando uma quantificação mais precisa das contribuições relativas das diferentes fontes de sedimentos em bacias hidrográficas rurais.
- III. A combinação das metodologias limpas, usando técnicas não destrutivas como o uso de espectrorradiometria, suscetibilidade magnética e espectrometria de fluorescência de raios X (XRF), possibilita uma análise mais detalhada da composição química dos sedimentos, o que contribui para uma modelagem de mistura mais precisa e uma identificação mais refinada das fontes de produção de sedimentos.

2. Revisão da Literatura

A degradação dos solos é um processo que afeta diretamente as terras agrícolas diminuindo a sua produtividade, deteriorando a cobertura vegetal do solo e dos recursos hídricos, além de proporcionar graves problemas relacionados com o meio ambiente. Tanto a erosão hídrica como a eólica são responsáveis por cerca de 56% da degradação dos solos no Mundo (Guerra *et al.*, 2012). Cerca de 33% dos solos agricultáveis do mundo apresentam algum tipo de degradação e o principal motivo é a erosão acelerada (FAO, 2015). Portanto, um solo degradado pode ser considerado como aquele que, por processos naturais e/ou antrópicos tem sua qualidade química, física e biológica reduzida.

O processo de erosão hídrica do solo começa a partir do impacto das gotas de chuva sobre a sua superfície, sendo que, após a desagregação, o escoamento superficial transporta as partículas de solo soltas e as depositam em outros locais (Silva *et al.*, 2019). Vale destacar que, a erosão hídrica constitui uma das principais causas de degradação do solo nas condições brasileiras, ao qual geralmente está associada ao manejo incorreto do solo e ausência de práticas conservacionistas (Ferreira *et al.*, 2010).

O uso de técnicas e práticas de cultivo inadequadas, a alteração das condições hidrológicas, desmatamentos, a marginalização e o abandono das terras são exemplos de práticas que intensificam a erosão hídrica do solo (Soco, 2009). Os impactos negativos da erosão hídrica do solo são mais graves em regiões semiáridas, por possuírem solos rasos atrelados à constante remoção da sua vegetação nativa (caatinga) para implantação principalmente de pastagens (Freitas *et al.*, 2008; Aguiar *et al.*, 2006), sendo que essas áreas de caatinga têm importantes funções ecológicas como sumidouros de carbono (Silva *et al.*, 2017).

Uma maneira de estimar a erosão hídrica do solo de forma indireta, com baixo investimento e em grandes áreas é a modelagem matemática. As medições diretas englobam períodos longos de análise e investimentos elevados, enquanto a modelagem proporciona resultados em um período curto e custos menores, além de conceder avaliações confiáveis de predições de perdas de solo que contribuem para adoção de técnicas para o controle da erosão (Batista *et al.*, 2017). Desta forma, os

programas de política ambiental utilizam de modelagens e mapeamentos em grande escala de erosão do solo como ferramentas acessíveis para combater o processo de degradação do solo (Alewel *et al.*, 2019).

2.1. Modelagem da erosão hídrica do solo

De modo geral, os modelos desenvolvidos para estimar a erosão do solo podem ser classificados em três grupos: empíricos, conceituais (ou mistos) e baseados em processos físicos. No Brasil alguns estudos sobre erosão do solo vêm sendo desenvolvidos ao longo dos anos, estes envolvem principalmente a quantificação de alguns parâmetros, tais como: a erodibilidade do solo no campo sob chuva natural e o desenvolvimento de nomogramas para solo subtropical (Cassol *et al.*, 2018); a erosividade (Avanzi *et al.*, 2019); o uso e manejo e práticas conservacionistas (Silva *et al.*, 2020).

Neste mesmo contexto existem outros que envolvem o monitoramento do impacto do uso do solo sobre a produção de sedimentos em bacias hidrográficas para identificação de fontes de sedimentos (Miguel *et al.*, 2014; Rodrigues *et al.*, 2018; Valente *et al.*, 2021), efeito de plantas de cobertura na erosão do solo (Beniaich *et al.*, 2020), práticas de manejo e relação com perda de solo, água e nutrientes (Reichert *et al.*, 2019), volume erodido em voçorocas (Cândido *et al.*, 2020), erosão em áreas degradadas (Siqueira Junior *et al.*, 2019), relação posição relevo solo com erosão e propriedades do solo (Almeida *et al.*, 2019), e modelagem hidrossedimentológica em bacias hidrográficas (Mauri *et al.*, 2020; Ebling *et al.*, 2021).

Segundo Nachtigall *et al.*, (2020), para um adequado controle da erosão hídrica do solo é necessário um parâmetro que forneça indicativos mensuráveis para estipular uma taxa de perdas de solo. Pois no Brasil, a erosão hídrica é a forma mais significativa de degradação do solo, com estimativa do volume de solo perdido anualmente na ordem de 500 milhões de toneladas (Bertoni E Lombardi Neto, 2010).

2.2. Universal Soil Loss Equation (Equação Universal de Perda de Solo) - USLE

O modelo foi desenvolvido por Wischmeier e Smith (1962) e publicado pela primeira vez no Agricultural Research Service (ARS). Esta equação consiste no produto de seis fatores principais, que estima a erosão de solo por unidade de área

(Wischmeier e Smith, 1978). A maior parte das pesquisas que aplicam essa equação para estimar as perdas de solo são executadas em áreas com relevo suave a ondulado e com predomínio de solos profundos (Anache *et al.*, 2017; Durães e Mello, 2016).

A Equação Universal de Perda de Solo (USLE) trata de estimar a erosão de uma determinada área por meio das variáveis de erosividade da chuva (R), erodibilidade do solo (K), fator topográfico (LS), uso e manejo do solo (C) e práticas conservacionistas (P) empregadas. Inúmeros trabalhos foram desenvolvidos ao longo dos anos para estimar a perda de solo com base na USLE no Brasil (e.g., Braz *et al.*, 2014; Volk e Cogo, 2014; Graça *et al.*, 2015; Medeiros *et al.*, 2016; Silva *et al.*, 2017; Schick *et al.*, 2017; Cassol *et al.*, 2018; Avanzi *et al.*, 2019; Weiler *et al.*, 2021; Oliveira *et al.*, 2023; Schwambach, *et al.*, 2024).

Por exemplo, Graça *et al.*, (2015), buscaram analisar o comportamento multi-temporal da perda de solo por erosão hídrica superficial na bacia hidrográfica do rio Mourão na região centro-oeste do estado do Paraná (Brasil). A avaliação foi baseada na aplicação da USLE com a integração de dados e estimativas dentro de um Sistema de Informação Geográfica (GIS), onde foi apresentado que a bacia em questão possuía potencial natural para baixa erosão superficial.

Assim como, Weiler *et al.*, (2021) buscaram determinar estratégias metodológicas, com auxílio da USLE, de modo a sugerir o melhor uso do espaço em função de variáveis erosivas, utilizando a bacia hidrográfica como unidade de planejamento, em um estudo de caso da Bacia da Cachoeira Cinco Veados no estado do Rio Grande do Sul. Com o avanço da tecnologia e aumento da capacidade de processamento de dados a USLE sofreu atualizações e modificações, dando origem ao modelo revisado Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) e modificado Modified Universal Soil Loss Equation (MUSLE).

2.3. Revised Universal Soil Loss Equation (Equação Universal de Perda de Solo Revisada) - RUSLE

O modelo RUSLE, versão revisada do modelo USLE, é um modelo paramétrico já testado e validado em diferentes condições (Kumar *et al.*, 2014; Tang *et al.*, 2015;

Napoli *et al.*, 2016; Benchettouh *et al.*, 2017; Wei *et al.*, 2018; Toubal *et al.*, 2018; Fayas *et al.*, 2019; Guedes, *et al.*, 2022; Gouveia & Camara, 2024). De acordo com Renard *et al.*, (1997) a RUSLE considera como parâmetros de entrada do modelo as mesmas variáveis da USLE (erosividade da chuva (R), erodibilidade do solo (K), fator topográfico (LS), uso e manejo do solo (C) e práticas conservacionistas (P) empregada).

Os fatores R, LS, C e P têm mostrado ter influência na magnitude do processo erosivo no Brasil (Didoné *et al.*, 2014; Gaubi *et al.*, 2017; Barros *et al.*, 2018). Apesar da RUSLE ser um modelo empírico, ela apresenta estimativa de uma perda de solo mais precisa, por permitir a aplicação da equação a nível de bacia hidrográfica (Cunha *et al.*, 2017).

Considerado um modelo simples, a RUSLE permite estimar a erosão hídrica do solo com base na interação entre os fatores a partir da utilização de ferramentas SIG – Sistemas de Informações Geográficas (Silva *et al.*, 2020). No Brasil, o modelo demonstrou excelente aplicabilidade para as características climáticas do país (Beskow *et al.*, 2009; Mello *et al.*, 2016; Medeiros *et al.*, 2016), principalmente associado a escalas maiores, por meio de SIG (Minella e Merten, 2011; Panagos *et al.*, 2015).

Um exemplo de aplicação do modelo RUSLE, foi no estudo de Zanchin *et al.*, (2021), onde foi estimado os fatores RUSLE na sub-bacia hidrográfica do rio Candiota (CRWsub), localizada no sul do Brasil. O valor médio anual da erosividade foi de 9960,52 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹, o que conforme os autores está de acordo com os valores obtidos por outros autores para locais próximos à área deste estudo (Peñalva-Bazzano *et al.*, 2007; Martins *et al.*, 2009).

2.4. Modified Universal Soil Loss Equation (Equação Universal de Perda de Solo Modificada) – MUSLE

O modelo MUSLE foi proposto por Williams (1975) e Williams e Berndt (1977), tal modelo se diferencia de USLE e RUSLE no fator R, ou seja, se diferencia no fator de precipitação que foi substituído pelo fator de escoamento superficial direto, substituindo assim, a energia cinética da precipitação pelo efeito da vazão de pico e volume escoado para eventos isolados na produção de sedimentos (Williams, 1975).

Williams e Berndt (1977) abordam que, de maneira eficiente, referindo-se ao potencial de perda de solo na saída na bacia hidrográfica para um único evento de chuva, esta alteração prevê a produção de sedimentos.

O modelo de produção de sedimentos MUSLE tem sido aplicado amplamente em todo o mundo, contudo diferentes desempenhos têm sido relatados de seu sucesso em relação aos dados medidos como aborda o estudo de Sadeghi *et al.*, (2014). No Brasil, conforme Paiva *et al.*, (2019), o modelo MUSLE é amplamente utilizado e aplicado em diferentes estudos (Santos *et al.*, 2014; Siqueira; Vanzela, 2018; Mantovani *et al.*, 2018).

Avanzi *et al.*, (2008), aplicaram o modelo MUSLE na região dos Tabuleiros Costeiros em Aracruz no estado do Espírito Santo, mais especificadamente, em uma microbacia hidrográfica ocupada por plantações de eucalipto e floresta nativa. Como conclusão, Avanzi *et al.*, (2008) relatam que o modelo MUSLE mostrou-se apropriado para predições das perdas de solo na microbacia estudada, além disso, a utilização da umidade antecedente do solo, embora não incluída no modelo da MUSLE, teve sua influência confirmada nos resultados encontrado pelos autores, ao qual sugeriram que em estudos futuros sua utilização deveria ser considerada.

Santana *et al.*, (2021), aplicaram o modelo MUSLE para estimar a perda de solo em eventos de chuva durante o período de um ano em áreas de cultivo de café localizadas na Serra da Mantiqueira no Sul do estado de Minas Gerais. As maiores perdas de solos estimadas pelo modelo para a área de estudo se deram em locais que possuíam solos expostos, áreas de eucaliptos que não possuíam práticas conservacionistas, nas encostas mais altas e em Cambissolos Háplicos. Os autores concluíram que, as práticas de manejo conservacionista adotadas nas lavouras cafeeiras contribuíram para a redução das perdas de solo e manutenção das condições edáficas.

2.5. Water Erosion Prediction Project (Projeto de previsão de erosão hídrica) – WEPP

Desenvolvido a partir de um esforço multidisciplinar, ao qual envolveu diversos engenheiros e cientistas de várias agências e universidades americanas, o modelo WEPP caracteriza-se por ser um modelo dinâmico com base nos princípios físicos do

processo erosivo, onde a estimativa de perda de solo gerada por este modelo é em função do estado atual do solo, da cobertura vegetal e da umidade antecedente (Laflen, *et al.*, 1991; Lane *et al.*, 1992). Laflen *et al.*, (1991) e Lane *et al.*, (1992), destacam ainda que o modelo WEPP caracteriza-se principalmente pela capacidade de parametrização detalhada dos dados de entrada, ou seja, maior número de variáveis. Outro ponto importante de ressaltar é que a implementação do WEPP se dá por meio de três versões básicas diferentes, que são: vertente/encosta, bacia hidrográfica e malha/grade (Angulo Filho *et al.*, 1992).

De acordo com Angulo Filho *et al.*, (1992), por se tratar de um modelo semideterminístico, consegue-se aplicar o WEPP em diferentes condições (lugares), como por exemplo, aplicá-lo às condições brasileiras, contudo, deve-se se atentar para que os arquivos de entrada de dados sofram adaptações e modificações para que reflitam as condições da região a se analisar.

No Brasil, o modelo WEPP já foi aplicado por diversos estudos (Sparovek *et al.*, 2000; Amorim *et al.*, 2010; Barbosa *et al.*, 2019; Sampaio e Blanco, 2020), dentre eles, Anache *et al.*, (2018) que aplicou o WEPP no bioma Cerrado, no qual calibrou o modelo para diferentes usos do solo em condições subtropicais no intuito de prever o escoamento e a erosão do solo para esses diferentes usos da terra. Como conclusão, Anache *et al.*, (2018) inferiram que o modelo WEPP é adequado para ser usado em condições subtropicais.

Outro exemplo de aplicação do modelo WEPP no Brasil foi feito por Piscoya *et al.*, (2020), em um experimento na microbacia do Córrego do Exu, em Serra Talhada, semi-árido do estado de Pernambuco com o intuito de estimar a erosão em riachos e determinar as propriedades físicas e hidráulicas do solo. Como considerações finais, os autores afirmaram que o modelo WEPP provou-se ser preciso na previsão de erosão, o que pode ser crucial para o desenvolvimento de novas abordagens.

2.6. Soil and Water Assessment Tool (Ferramenta de Avaliação do Solo e da Água) – SWAT

O SWAT é um modelo em escala de bacia hidrográfica desenvolvida por Jeff Arnold, o modelo tem como objetivo quantificar impactos de longo prazo do manejo e da época das práticas agrícolas em bacias hidrográficas grandes e complexas. O

SWAT opera com dados em tempo diário e é utilizado para simular em escala de bacia o ciclo de água e nutrientes e avaliação da eficiência ambiental das melhores práticas de gestão (Neitsch *et al.*, 2009).

O modelo SWAT é amplamente aplicada em território brasileiro para diversos estudos (Lelis e Calijuri, 2010; Aragão *et al.*, 2013; Medeiros e Silva, 2014; Dantas *et al.*, 2015; Lima *et al.*, 2021; Farias *et al.*, 2023). Dentre outros, podemos citar Blainski *et al.*, (2017) que conduziram um estudo com o objetivo de avaliar a eficácia do modelo SWAT para representação do fluxo hidrossedimentológico em uma bacia hidrográfica catarinense a partir dos procedimentos usuais de calibração e validação, onde comparou-se os dados de vazão e sólidos transportados medidos e simulados na seção de controle, e ao final do estudo os autores concluíram que o SWAT pode ser utilizado para estas simulações, desde que passe por algumas calibrações.

Entretanto, quando o modelo é aplicado a microbacias hidrológicas seu desempenho se torna insatisfatório, conforme o estudo realizado por Neto *et al.*, (2014), onde avaliaram o desempenho do modelo SWAT na estimativa do escoamento em duas bacias hidrográficas com escalas espaciais distintas (meso e microbacia), apresentando desempenho satisfatório para o escoamento da mesobacia e deficiente na simulação do escoamento na microbacia por apresentar grandes diferenças entre os dados simulados e observados.

2.7. Erosion Potential Method (Método de Erosão Potencial) - EPM

O Método de Erosão Potencial (EPM) foi desenvolvido por Slobodan Gavrilovic, em 1960, com base em pesquisas de campo de erosão na área de captação do rio Morava na Sérvia e no Método Quantitative Classification of Erosion (MQCE). Através do método EPM pode-se calcular vários processos de erosão, como erosão superficial, erosão descendente ou erosão lateral em escala de bacias hidrográficas a partir de fatores que influem diretamente na erosão, como por exemplo, a declividade do terreno, resistência do solo, erosão em campo, uso e manejo do solo, temperatura e precipitação (Dragicevic *et al.*, 2016).

O modelo foi desenvolvido primeiramente para aplicação em regiões de clima temperado, como na Europa e Oriente Médio, com o passar dos anos foi adaptado conceitualmente por ser utilizado em regiões de clima tropical (Tavares *et al.*, 2019).

O modelo é amplamente utilizado devido estar baseado em valores tabelados e necessita de poucos dados de entrada, facilitando assim sua aplicação na estimativa de perda de solo (Ebrahimzadeh *et al.*, 2018). No Brasil se tem vários estudos utilizando o modelo EPM (Tavares *et al.*, 2019; Lense *et al.*, 2020; Sakuno *et al.*, 2020; Frascareli *et al.*, 2023).

Pinto *et al.* (2020), utilizaram o Método da Erosão Potencial para estimar as taxas de perdas de solo por erosão hídrica em uma sub-bacia hidrográfica do sul do Estado de Minas Gerais, onde ao final do estudo os autores concluíram que o método EPM é uma alternativa eficaz, simples e de baixo custo para identificar áreas que possuem maiores taxas de erosão do solo e assim prioritárias para ações de mitigação dos impactos ambientais, e consequentemente, através dos dados desenvolver ações de manutenção da capacidade produtiva dos solos e prestação de serviços ambientais e ecossistêmicos.

Já Lense *et al.* (2021), conduziram estudos para estimar as perdas de carbono por erosão hídrica em uma bacia hidrográfica com alta diversidade de uso da terra através do modelo EPM, e concluíram que o método é econômico e relativamente rápido, além de necessitar poucos dados de entradas para estimar a perda de carbono orgânico do solo por erosão hídrica e permitir a determinação das áreas que mais necessitam de intervenção.

2.8. Método *fingerprinting*

O método *fingerprinting* é utilizado para identificação de fontes de produção de sedimentos, e começou a ser desenvolvido na década de 1970 através dos trabalhos de Klages e Hsieh (1975), Wall e Wilding (1976) e Walling *et al.* (1979), sendo que, tanto a absorção quanto o escopo dos sedimentos nos estudos de identificação de fontes aumentaram ao longo do tempo (Collins *et al.*, 2017). De acordo com Miguel *et al.*, (2014), no início os estudos buscavam a obtenção de traçadores através dos estudos de propriedades eletromagnéticas presentes nos sedimentos e de caráter qualitativo.

Uma abordagem mais direta, utilizada para investigar fontes de sedimentos surgiu de fato com o trabalho realizado por Collins e Walling (2002), o método *fingerprinting*, (Collins e Walling, 2002; Walling, 2013; Krishnappan, *et al.*, 2009;

Owens, *et al.*, 2016). Sendo um modelo para identificação de fontes de produção de sedimentos, com um maior número de variáveis, utilizando características de solo e sedimentos, utilizando em grande escala parâmetros mineralógicos, magnéticos, geoquímicos, orgânicos, radiométricos isotópicos e físicos, os traçadores geoquímicos por sua vez, são utilizados pela facilidade de determinação entre a fonte de produção de sedimentos e a variabilidade (Walling e Collins, 2000).

A busca por aperfeiçoamento de modelos de predição de sedimentos baseia-se na avaliação da perda de solo e a produção de sedimentos, pois a adoção desses experimentos em pequenas parcelas de campo, em condições de chuva natural e/ou simulada, não repete em plenitude as condições ambientais, que ocorrem em pequenas bacias hidrográficas (Didoné *et al.*, 2015). Além de estudos de modelagem e monitoramento, a técnica de identificação fontes de produção de sedimentos mostrou ser uma ferramenta poderosa para identificar fontes de sedimentos no Brasil (Minella, *et al.*, 2008; Minella, *et al.*, 2009; Miguel, *et al.*, 2014; Tiecher, *et al.*, 2014; Tiecher, *et al.*, 2017).

Apesar de a maioria dos estudos que utilizam este método, principalmente aqueles fora do Brasil, serem aplicados em bacias hidrográficas de grandes extensões, Minella *et al.*, (2009), realizaram um estudo em bacia hidrográfica de pequena extensão localizada no sul do Brasil. Através do método *fingerprinting*, os autores avaliaram como fontes de produção de sedimentos, estradas não pavimentadas e lavouras, tendo resultados satisfatórios, onde 64% da produção de sedimentos se concentrava em áreas de lavouras e apresentava uma variação temporal na produção através do tipo de cobertura vegetal da bacia, enquanto 36% era oriundo das estradas, nas quais, os períodos de manutenção das mesmas evidenciaram uma variação da produção dessa fonte.

A utilização de variáveis geoquímicas, podendo-se definir como uma abordagem mais clássica do método, é o principal ponto de partida da maioria dos estudos voltados para identificação de fontes de produção de sedimentos utilizando o método *fingerprinting*. No entanto, os principais esforços encontrados nos trabalhos dos últimos anos na utilização deste método, tem como avanço a modelagem de um conjunto maior de variáveis e assim tentando identificar novos traçadores como por

exemplo, variáveis radiométricas, mineralógicas, magnéticas e aquelas oriundas do carbono orgânico do solo.

Uma propriedade ou elemento considerado bom traçador da erosão do solo é aquele que possui características conservativas, ou seja, que seja estável no ambiente. Por este fato que o carbono orgânico do solo é reconhecidamente um bom traçador da erosão do solo. Um trabalho realizado por Galoski *et al.*, (2019), buscou avaliar se era possível rastrear a origem dos sedimentos em suspensão, produzidos em uma bacia hidrográfica do Saci, no município de Rio Negrinho, estado do Paraná, no Sul do Brasil, utilizando a cromatografia gasosa para determinar cadeias de n-alcanos utilizando o espectro de C15 - C35 para a avaliação.

Os autores elencaram áreas de importância dentro da área, as quais poderiam ser áreas em potenciais para produção de sedimentos. Locais com revegetação de *Pinus taeda*, floresta nativa, estradas não pavimentadas e canais fluviais. Segundo os resultados do trabalho é possível avaliar distribuição de n-alcanos no solo e sedimentos e ainda, através desta técnica é possível identificar a origem dos materiais orgânicos.

A mineralogia do solo pode ser considerada estável e, portanto, algumas variáveis mineralógicas podem ser usadas em modelos de predição da erosão do solo. Miguel *et al.*, (2014) caracterizaram quantitativamente a mineralogia dos sedimentos em suspensão e dos solos das fontes de produção de sedimentos, em uma bacia hidrográfica de encosta na região Sul do Brasil, com a finalidade de encontrar variáveis com capacidade de identificar a origem dos sedimentos na área em questão.

Os autores determinaram, perda de massa dos minerais 2:1, perda de massa da caulinita, % de caulinita, % de minerais 2:1, temperatura do pico da reação da caulinita, temperatura do pico da reação de minerais 2:1, perda de massa das amostras após tratamento com Ditionito-Citrato-Bicarbonato (DCB), relação $Gt/(Gt+Hm)$, substituição isomórfica na hematita e na goethita, % de Fe na hematita (FeHm), % de Fe na goethita (FeGt), % de hematita e % de goethita.

Após isso adicionaram à esses dados aqueles da geoquímica total. Como resultado foi possível identificar que a adição das variáveis mineralógicas ao modelo de predição de fontes de produção de sedimento aumentou acurácia das estimativas.

As variáveis mineralógicas, % de caulinita e % de goethita, apresentaram capacidade discriminante e puderam ser usadas como traçadores na identificação das fontes de produção de sedimentos.

A obtenção de parâmetros, como alguns já citados anteriormente, variáveis geoquímicas, mineralógicas, magnéticas, orgânicas, em estudos de *fingerprinting* é geralmente onerosa e demorada. Isso se deve ao fato de que variáveis com potencial de identificar impressões digitais são substancialmente específicas do local. Em busca de uma alternativa rápida, economicamente viável, não destrutiva e simples, que Tiecher *et al.* (2015) propuseram a utilização de técnicas de espectroscopia de reflectância difusa para rastrear a origem dos sedimentos.

O trabalho dos autores demonstra a primeira tentativa de combinar traçadores geoquímicos e parâmetros de cor derivados do espectro visível (VIS) em uma única estimativa da contribuição da fonte de sedimentos. Baseado nos resultados dos erros de predição dos modelos gerados, ou seja, das combinações realizadas, foi possível afirmar que, quando combinados parâmetros de cores baseados em VIS com traçadores geoquímicos, ocorre uma melhora significativa na discriminação das fontes e a precisão da distribuição das fontes de sedimentos. Além disso, o procedimento se torna mais rápido e de menor custo.

A técnica da espectroscopia de reflectância difusa é usada atualmente como alternativa para quantificar variáveis físicas e químicas para análise de fontes de produção de sedimentos. O principal objetivo é testar diferentes modelos matemáticos, através de combinações, com a finalidade de melhorar a acurácia dos modelos de predição de identificação de fontes.

Para avançar dentro desta linha que Tiecher *et al.* (2021) compararam os resultados de diferentes modelos matemáticos multivariados (paramétricos e não paramétricos) e técnicas de pré-processamento de reflectância em bandas espectrais do ultravioleta-visível (UV-Vis), infravermelho próximo (NIR) e infravermelho médio (MIR) usadas em combinação ou isoladamente para prever a contribuição de fontes de sedimentos na escala de bacia hidrográfica. Os modelos foram calibrados e validados com as misturas artificiais, tiveram como resultado, boa precisão.

No entanto, se manteve os mesmos erros de modelos já testados quando os resultados das contribuições das fontes são comparados com aqueles obtidos com a

técnica convencional de impressão digital de sedimentos baseada em traçadores geoquímicos. Os autores constataram que, como resultado final as contribuições das fontes pelas abordagens espectroscópica e geoquímica foi muito semelhante. Isso indica que a espectroscopia pode ser uma técnica rápida, barata, precisa e uma alternativa à abordagem geoquímica convencional para discriminar contribuições de fontes de sedimentos em bacias agrícolas localizadas em regiões subtropicais.

Araujo *et al.* (2024), utilizaram traçadores geoquímicos, carbono orgânico total e traçadores de coeficiente de cor no espectro visível, aplicando o modelo de mistura FingerPro (v1.1; Lizaga, 2018) para analisar o solo da área contribuinte e os sedimentos. Os autores utilizaram três fontes primárias de sedimentos foram identificadas: culturas anuais, forragem perene (pastagens) e calhas (canais de rios), na bacia hidrográfica do arroio Epaminondas, no sul do Rio Grande do sul, no município de Pelotas.

Neste estudo os autores obtiveram 37 traçadores: 22 elementos geoquímicos, 14 coeficientes de cor e carbono orgânico total. A área de estudo foi subdivida em 3 áreas e notavelmente, os conjuntos de traçadores variaram ao longo da bacia, para cada subárea os resultados indicaram heterogeneidade nas propriedades do solo. Destacando assim a importância da combinação de amostras ao longo de toda a bacia hidrográfica para compreender a dinâmica dos sedimentos.

2.9. Modelos de mistura aplicados ao *Fingerprinting* de Sedimentos

Na década de 1980, os modelos de mistura foram introduzidos pela primeira vez para resolver equações simultâneas com valores médios de fonte selecionada e impressões digitais de alvos (Peart e Walling 1986; Yu e Oldfeld 1989). Um grande desenvolvimento foi a inclusão de abordagens bootstrapping e bayesianas para estimar a incerteza nas distribuições de fontes de impressão digital de sedimentos (Franks e Rowan 2000 ; Rowan *et al.*, 2000). Existem diferentes formas matemáticas de modelos de mistura (Collins *et al.*, 1997; Rowan *et al.*, 2000; Phillips e Gregg, 2003; Motha *et al.*, 2003; Moore & Semmens, 2008; Parnell *et al.*, 2010; Evrard *et al.*, 2011).

Porém em todos os modelos de mistura, o objetivo é determinar as proporções dos componentes da fonte (x) nas amostras de sedimentos suspensos, minimizando os erros (Haddadch *et al.*, 2013). Os modelos de mistura, também são conhecidos

como modelos de desmistura ou de repartição de fontes, e são ferramentas que vinculam quantitativamente fontes e sedimentos em termos da proporção de sedimentos derivados de cada fonte potencial (Gaspar *et al.*, 2019).

De acordo com Evrard *et al.* (2022), várias estruturas de modelagem utilizando modelos de mistura estão disponíveis em código atualmente, com diferentes estruturas, recursos (Gorman Sanisaca *et al.*, 2017; SIFT- Pulley e Collins 2018; MixSIAR - Stock *et al.*, 2018 ; D-MIXSIAR - Blake *et al.*, 2018; FingerPro - Lizaga *et al.*, 2020).

Por exemplo, o pacote MixSIAR (Smith *et al.*, 2018), é um modelo hierárquico bayesiano que foi adaptado para impressão digital de sedimentos, ele incorpora vários anos de avanços na teoria do modelo de mistura bayesiano desde o MixSIR e o SIAR. Ele permite considerar efeitos aleatórios e covariáveis ambientais, aumentando a robustez.

Blake *et al.*, (2018) apresentaram uma mudança na aplicação de modelos de mistura bayesianos: Deconvolutional-MixSIAR (D-MIXSIAR) para sustentar o gerenciamento sustentável de solo e sedimentos. Esta nova abordagem de modelo de mistura permitiu que os usuários contabilizem diretamente a "hierarquia estrutural" de uma bacia hidrográfica em termos de distribuição de sub-bacias hidrográficas.

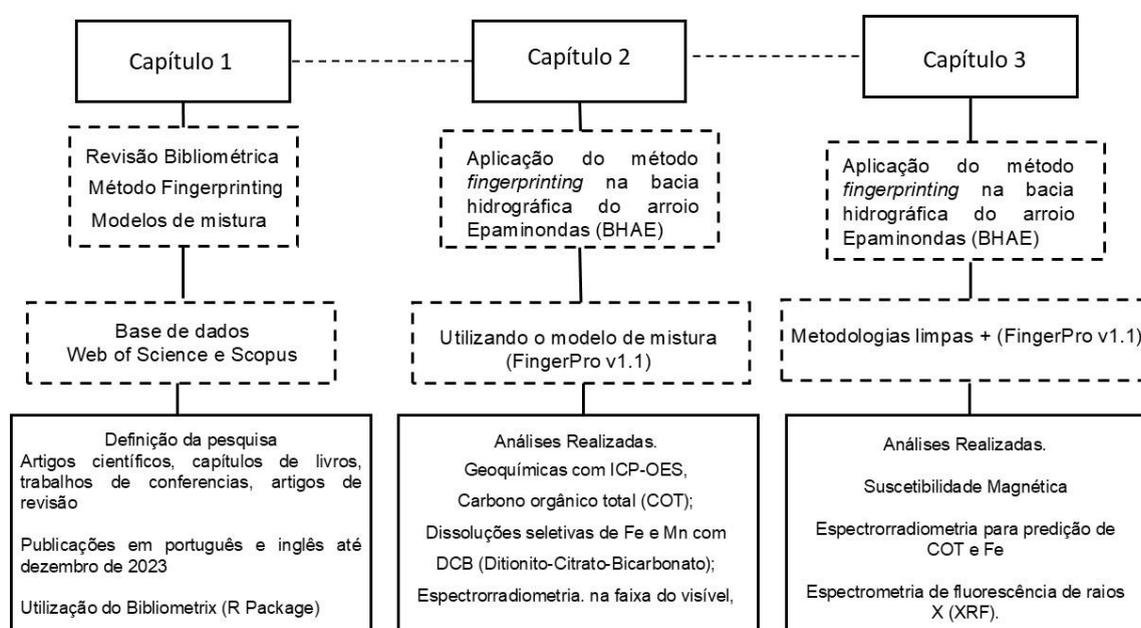
Um modelo de mistura multivariada linear padrão, FingerPro (CRAN Lizaga *et al.*, 2018), com base no trabalho de Palazón *et al.* (2015) foi usado para realizar esses experimentos. Segundo Gaspar *et al.* (2019), este modelo emprega um modelo de Monte Carlo sistema de amostragem aleatória para identificar a contribuição relativa de diferentes fontes explorando todo o espaço de parâmetros sistema de amostragem aleatória para identificar a contribuição relativa de diferentes fontes explorando todo o espaço de parâmetros. O modelo foi desenvolvido como um pacote R dentro da plataforma CRAN e as principais suposições são que as propriedades dos traçadores devem ser conservadoras. Concentrações das propriedades de impressão digital selecionadas em as amostras de sedimentos refletem diretamente i) as concentrações correspondentes nas fontes originais e ii) as proporções relativas de sedimentos contribuídos por essas fontes.

Segundo Batista *et al.*, (2022), as abordagens de modelagem avançaram significativamente nos últimos 20–30 anos, mudando de procedimentos de otimização

determinística (Walden *et al.*, 1997) para estruturas estocásticas que dependem de métodos bayesianos e/ou de Monte Carlo. Portanto, os métodos que estão sendo aplicados para quantificar a incerteza associada à impressão digital de sedimentos estão comumente baseados na técnica de simulação, onde para cada traçador de cada grupo de fontes uma estimativa da média é obtida considerando suas distribuições de probabilidade e, assim, soluções otimizadas do modelo de mistura são obtidas repetidamente (Buligon *et al.*, 2022). Deste modo, tornando os modelos de mistura mais acessíveis e fáceis de aplicar, o que é uma conquista considerável da comunidade, entre pesquisadores e o público em geral, para desenvolver novas técnicas, e disseminá-las de forma mais eficiente, melhorando os modelos existentes (Evrard *et al.*, 2022).

3. Metodologia geral

Este trabalho está estruturado em três capítulos principais, abordando diferentes aspectos da aplicação do método *fingerprinting* para identificação de fontes de produção de sedimentos. Cada capítulo descreve detalhadamente o processo de análise realizado, desde a seleção das variáveis traçadoras até a aplicação dos modelos estatísticos. São apresentadas as metodologias empregadas de modo geral na Figura 3.1, as técnicas analíticas e as abordagens utilizadas para a interpretação dos dados.



Fonte: Elaborada pelo autor (2025).

4. Capítulo 1 - A utilização de variáveis traçadoras como assinaturas digitais (*fingerprintings*) na identificação de fontes de produção de sedimentos em suspensão: uma revisão bibliométrica

4.1. Introdução

A crescente preocupação com a degradação ambiental e a necessidade de entender os processos que influenciam a produção de sedimentos em suspensão nas bacias hidrográficas têm impulsionado a pesquisa nesse campo. Dados quantitativos precisos sobre as fontes de sedimentos em suspensão são essenciais para orientar medidas corretivas que visam reduzir os impactos negativos da perda excessiva desses sedimentos (Kemp *et al.*, 2011; Jones *et al.*, 2012). Apesar da aplicação crescente do rastreamento das fontes de sedimentos ainda é essencial continuar refinando e, mais crucialmente, padronizar os procedimentos (Collins *et al.*, 2017).

É necessário encontrar um equilíbrio quanto ao número de amostras a serem coletadas, considerando as limitações de tempo, orçamento, campo e logística, deve-se maximizar esse número, pois um maior volume de amostras das fontes sempre fornecerá uma base mais robusta para análises, modelagens e discussões (Clarke e Minella 2016; Du e Walling 2017).

Para poder diferenciar as fontes de sedimentos, é necessário encontrar um ou mais marcadores naturais únicos para cada fonte (Walling & Woodward, 1995; Davies *et al.*, 2018). Quanto mais grupos de fontes forem utilizados, menos provável será que existam discriminadores suficientemente fortes disponíveis para todas as fontes, porque cada uma das fontes deve ser discriminada fortemente por pelo menos um traçador. (Collins *et al.*, 2020; Pulley e Collins, 2018).

Segundo uma revisão realizada por Davies *et al.*, (2018) os traçadores variam dependendo do estudo específico e da área de interesse, mas incluem composição geoquímica (Olley & Caitcheon, 2000; Douglas *et al.*, 2007), radionuclídeos cosmogênicos (Perg, Anderson, & Finkel, 2003), precipitação radioativa radionuclídeos (Wallbrink *et al.*, 1996), cor dos sedimentos (Martínez-

Carreras *et al.*, 2010), magnetismo mineral (Yu & Oldfield, 1989) e razões de isótopos estáveis (Fox & Papanicolaou, 2008). Os estudos de *fingerprinting* de sedimentos se beneficiam enormemente de um entendimento profundo da geomorfologia da bacia hidrográfica e, mais especificamente, da erosão do solo e da conectividade dos sedimentos (Olivier *et al.*, 2019).

Para Owens (2020) um requisito fundamental na ciência e gestão de sedimentos é compreender como os sedimentos viajam através das paisagens, para melhorar a modelagem conceitual e numérica da evolução da paisagem. Sendo assim uma das questões essenciais na utilização do método de impressão digital de sedimentos é a identificação e categorização das possíveis fontes de sedimentos. Os sedimentos erodidos provenientes dos processos de geração, transporte e deposição são caracterizados por essas impressões digitais permitem prever as contribuições relativas das diferentes fontes (Caitcheon *et al.*, 2006; Hughes *et al.*, 2009; D'Haen *et al.*, 2013; Laceby *et al.*, 2017; Habibi *et al.*, 2019; Huangfu *et al.*, 2020).

Segundo Tiecher *et al.*, (2021) ter informações quantitativas sobre as fontes que transportam sedimentos para os sistemas fluviais serve para compreender melhor a ocorrência dos processos erosivos principalmente em escala de bacia hidrográfica e poder mitigar os problemas decorrentes, do excesso de produção de sedimentos, como transbordamento dos rios. Alguns estudos foram desenvolvidos em bacias hidrográficas, em especial, as que possuem sistemas agrícolas intensivos, aplicando-se diversas modelagens de distribuição de sedimentos que correlacionam a utilização do solo com esses processos.

Mudanças sazonais nas condições hidrometeorológicas (glaciais, fluviais ou pluviais) ou no uso e cobertura da terra podem se traduzir em padrões e processos distintos de erosão do solo e, conseqüentemente, em uma sazonalidade na proveniência e no rendimento dos sedimentos (Olivier *et al.*, 2019). Para Frankl (2022), as fontes de sedimentos podem ser relacionadas a áreas específicas em uma bacia hidrográfica, pois os pontos críticos de erosão dos solos podem ser determinados e sua importância relativa pode ser avaliada.

Com o objetivo de aprimorar o design e a implementação da aplicação do método de *fingerprinting* de sedimento, discussões foram realizadas em conferências internacionais, resultando na criação de uma Escola Científica Internacional intitulada

"Estratégias emergentes de rastreamento de sedimentos e contaminantes em bacias hidrográficas e sistemas fluviais" originalmente conhecida como "TRACING2020" (Olivier *et al.*, 2022). A erosão acelerada do solo representa um perigo global para a saúde do solo. Compreender o comportamento do solo e dos sedimentos por meio do *fingerprinting* de sedimentos permite o monitoramento e a identificação de áreas com alta entrega de sedimentos (Cox *et al* 2023). Deste modo, os estudos realizados com o método *fingerprinting* além de identificar as fontes, também permitem quantificar a contribuição de cada uma delas para a carga total de sedimentos em um curso d'água, fornecendo informações detalhadas sobre a distribuição espacial e temporal da erosão. E há um foco crescente em técnicas interdisciplinares e na adaptação do *fingerprinting* para novos contextos ambientais, incluindo a poluição por microplásticos e a mudança climática.

Portanto, neste trabalho de revisão bibliométrica, são apresentados os componentes e os fatores condicionantes envolvidos na estimativa da produção de sedimentos em suspensão, destacando os efeitos do manejo do solo na escala da bacia hidrográfica, levando em consideração a produção de sedimento em suspensão, uso do método *fingerprinting*, e a utilização de *mixing model* em estudos de rastreamento de sedimentos em suspensão. Deste modo, este artigo busca aprimorar o conhecimento sobre a identificação de fontes de sedimento em suspensão em bacias hidrográficas, destacando a complexidade dos fatores envolvidos nesse fenômeno. Culminando assim na exposição das principais tendências e avanços na análise da produção de sedimentos na escala da bacia hidrográfica nos últimos anos.

4.2. Metodologia

A revisão bibliométrica foi conduzida em três etapas principais: definição das palavras-chave, aquisição de dados e análise dos resultados. Inicialmente, foram estabelecidos os termos de busca a partir dos conceitos fundamentais da pesquisa. A busca por artigos foi realizada inserindo termos de interesse nas bases de dados, incluindo artigos científicos, capítulos de livros, artigos de conferência e revisão, publicados em inglês e português até dezembro de 2023. Os dados foram coletados

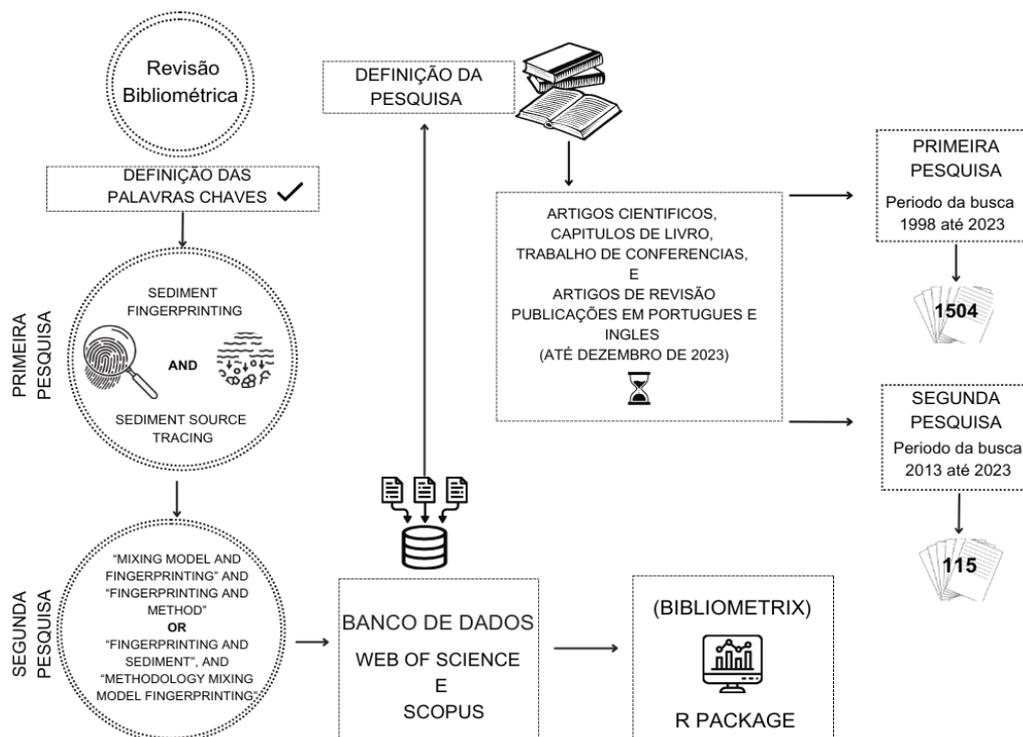
nas bases Web of Science e Scopus, com a seleção de artigos científicos publicados dentro dos períodos estabelecidos.

A primeira busca, realizada nos títulos, resumos e palavras-chave dos artigos, utilizou os termos “sediment *fingerprinting*” e “sediment source tracing”, resultando em 1.504 documentos relacionados aos termos de interesse. O levantamento apresentou os seguintes resultados: 2 relatórios de resumo, 1333 artigos, 1 livro, 31 capítulos de livro, 76 artigos de conferências, 2 revisões de conferências, 2 editoriais, 1 errata, 3 cartas, 3 notas, 49 revisões e 1 pesquisa curta. Com o objetivo de aprofundar a investigação sobre a aplicação de modelos de mistura na identificação de fontes de sedimentos, uma segunda busca foi realizada, utilizando termos mais específicos: “mixing model and *fingerprinting*” e “*fingerprinting* and method”, “*fingerprinting* and sediment” e “methodology mixing model *fingerprinting*”.

Essa segunda etapa considerou publicações entre 2013 e 2023, período em que a aplicação desses modelos tem se tornado mais frequente. A segunda busca identificou 160 registros. A segunda busca passou por uma análise de conteúdo, na qual 44 documentos foram excluídos por serem duplicados nas bases de dados escolhidas, portanto permaneceram 115 publicações, sendo 110 artigos científicos, 2 capítulos de livro, 2 artigos de conferência e 1 artigo de revisão.

Para a análise dos dados, foram adotadas duas abordagens principais. A análise bibliométrica foi aplicada à busca primária, utilizando o software R (R Core Team, 2023) e o pacote bibliometrix para a extração de métricas, identificação de tendências e construção de mapas temáticos e redes de colaboração. Já a análise temática foi realizada sobre os artigos resultantes da segunda busca, permitindo a organização dos estudos em duas categorias: a aplicação do método *fingerprinting*, destacando as técnicas utilizadas na identificação de fontes de sedimentos, e o emprego de modelos de mistura, com uma análise crítica das abordagens mais recentes e sua evolução metodológica. A Figura 4.1 apresenta um resumo gráfico do desenvolvimento desta revisão bibliométrica.

Figura 4.1-Resumo gráfico do desenvolvimento da revisão bibliométrica



Fonte: Elaborada pelo autor (2025).

4.3. Resultados

4.3.1. Uso do Método *Fingerprinting* e diferentes abordagens

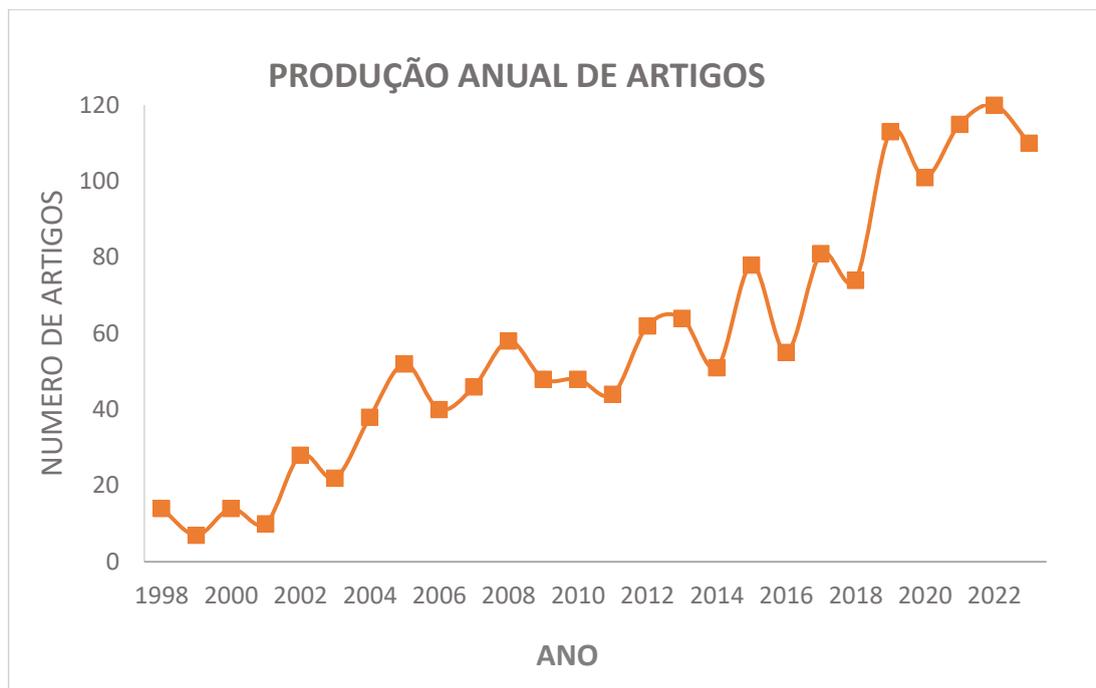
A utilização de métodos traçadores de sedimentos teve seu início na década de 70, onde Wolman (1977) aplicou propriedades eletromagnéticas dos sedimentos na tentativa de identificar suas fontes. A hipótese do autor era de que as propriedades naturais do solo das fontes de sedimentos poderiam ser comparadas as variações encontradas nos sedimentos em suspensão na calha de rios. Inicialmente a busca por propriedades diagnósticas que pudessem ser utilizadas como variáveis traçadoras de sedimentos envolveu a interpretação qualitativa de assinaturas de componentes únicos, abrangendo uma ampla gama de propriedades orgânicas (Peck, 1973), isotópicas (Newman *et al.*, 1973), mineralógicas (Wood, 1978), colorimétricas (Grimshaw e Lewin, 1980), mineral-magnéticas (Bonnett *et al.*, 1989), químicas (Jones *et al.*, 1991), radiométricas (Walling e Woodward, 1992), e físicas, por exemplo, tamanho absoluto de partícula (Santiago *et al.*, 1992) e proporções de propriedades.

No entanto, estes estudos anteriores de impressão digital identificaram a necessidade de verificação estatística de parâmetros traçadores. Deste modo, procedimentos quantitativos para impressão digital de sedimentos, começam a ser aplicados envolvendo tanto a verificação estatística da discriminação fornecida por parâmetros traçadores particulares, quanto o uso de modelos de mistura multivariados para estabelecer as contribuições relativas de fontes individuais (Yu e Oldfield, 1989, 1993; Shankar *et al.*, 1994; Collins, 1995; Walling e Woodward, 1995; Collins *et al.*, 1996).

Segundo Collins *et al.* (1998) métodos de impressão digital baseados em uma interpretação qualitativa simples de assinaturas de componentes únicos, como a cor (Grimshaw e Lewin, 1980), são atraentes pela simplicidade. No entanto, os mesmos autores ressaltaram que uma abordagem quantitativa de assinatura composta, embora mais complexa e demandando maior análise laboratorial e testes estatísticos, oferece uma discriminação de fonte mais confiável, diminuindo a probabilidade de correspondências falsas entre fonte e sedimento. Somente no início dos anos 2000, Walling e Collins (2000), propuseram, o estabelecimento de um modelo para identificação de fontes de produção de sedimentos, com um maior número de variáveis, utilizando características de solo e sedimentos, sendo utilizados em grande escala os parâmetros mineralógicos, magnéticos, geoquímicos, orgânicos, radiométricos isotópicos e físicos.

Inicialmente no Reino Unido, Collins e Walling (2002) desenvolveram diversos estudos utilizando variáveis geoquímicas como ferramentas de avaliação quantitativa da produção de sedimentos em bacias hidrográficas rurais, sendo conhecido esse método como *fingerprinting*. A produção científica de estudos explorando os métodos de impressão digital para rastrear fontes de sedimento apresenta uma tendência de crescimento ao longo dos anos, na Figura 4.2 observa-se o crescimento entre 1998 e 2023, indicando a expansão do interesse e desenvolvimento de pesquisas neste tema de estudo.

Figura 4.2-Número de estudos publicados entre 1998 e 2023



Fonte: Elaborada pelo autor (2025).

É possível observar que a produção científica para estudos de identificação de fontes de produção de sedimentos apresenta uma tendência de crescimento ao longo dos anos, especialmente a partir de 2004, onde o número de artigos passou a aumentar, logo após o estabelecimento do método *fingerprinting*. A partir de 2005, a produção começa a crescer de forma mais constante. Esse aumento se torna ainda mais acentuado a partir de 2012, com um salto mais expressivo a partir de 2015. Apesar do crescimento constante, houve oscilações, como a queda de 78 publicações em 2015 para 55 em 2016, seguida de uma recuperação nos anos subsequentes. Em 2019, o número de artigos ultrapassa os 100 pela primeira vez, mantendo-se alto nos anos seguintes. O maior número de artigos foi registrado em 2022, com 120 publicações.

Durante o período analisado, foram registradas 1.504 publicações, as quais estão distribuídas em 444 fontes, o que revela uma diversidade específica de veículos de distribuição, incluindo periódicos, livros e conferências. A predominância de artigos, com um total de 1.333 publicações, evidencia um foco em trabalhos revisados por pares, que são essenciais para a validação e divulgação do conhecimento científico. Além disso, o registro de 31 capítulos de livros e 76 trabalhos de

conferência sugere que há uma divulgação significativa do conhecimento fora dos periódicos tradicionais, ampliando o alcance das investigações.

Esse crescimento expressivo, especialmente na última década, é refletido em inovações metodológicas, pois o potencial das técnicas de rastreamento através do método *fingerprinting* tem sido explorado com diferentes propriedades, tais como: cor (Martínez-Carreras *et al.*, 2010; Nosrati, Akbari-Mahdiabad, *et al.*, 2021), mineralogia (Miguel *et al.*, 2014), radionuclídeos radioativos (Gourdin *et al.*, 2014; NI *et al.*, 2017), parâmetros magnéticos ou geoquímica (Guzmán *et al.*, 2013; Franz *et al.*, 2013; Wang *et al.*, 2018; Ramon *et al.*, 2020), frações de fósforo (Tiecher *et al.*, 2019) e espectroradiometria (Evrard *et al.*, 2019). E em estudos recentes, outros traçadores vêm sendo explorados como: n-alcanos (Galoski *et al.*, 2019), isótopos estáveis específicos de compostos (Hirave *et al.*, 2020), eDNA (Frankl *et al.*, 2022). Essa diversidade de abordagens metodológicas e a evolução temporal das pesquisas sobre o método *fingerprinting* são apresentadas na Tabela 4.1.

Tabela 4.1. Evolução dos estudos de impressão digital dividido por períodos

Período	Nº de artigo	Autores Principais	Países Principais	Principais Periódicos	Palavras-Chave
1998 – 2005	215	Collins A, Walling D	EUA, China, Reino Unido	Hydrological Processes, Catena	Soil Erosion, Sediment, Cs-137
2006 – 2013	413	Evrard O, Zhang Y	Alemanha, França, Canadá	Science of the Total Environment	Fingerprinting, Mixing Model, Land Use
2014 - 2020	641	Laceyby J, Blake W	Austrália, Brasil, Irã	Journal of Hydrology, Geoderma	Stable Isotopes, Sediment Sources, Geochemical Analysis
2021 - 2023	235	Minella J, Polia S	Itália, Espanha, Índia	Environmental Pollution, Catena	Magnetic Susceptibility, Soil DNA, Microplastics

Para melhor interpretação os dados foram divididos em 4 períodos. A qual apresenta a distribuição anual das publicações, seus respectivos autores, países e palavras-chave associadas, evidenciando as mudanças nas tendências e o crescimento do campo ao longo dos anos. Essa divisão facilita a análise temporal permitindo identificar as mudanças nas abordagens metodológicas e temáticas. O primeiro período é de 1998 a 2005, porque o método *fingerprinting* começou a ganhar destaque na literatura científica no final da década de 1990. Nessa fase, as pesquisas eram mais experimentais e focadas em metodologias clássicas, como o uso de radionuclídeos para rastreamento de sedimentos. O segundo período é de 2006 a 2013, quando a técnica começou a se consolidar e diversificar, neste período observa-se um aumento expressivo no número de publicações. Esse crescimento reflete a consolidação do *fingerprinting* como uma técnica robusta para estudos ambientais, incluindo modelos de mistura e maior atenção ao uso da terra para diferentes contextos ambientais e geográficos.

Já o terceiro período é de 2014 a 2020. Nessa fase, a pesquisa atinge seu pico de produtividade. Novas técnicas, como o uso de isótopos estáveis e análises geoquímicas, ganham força. O período é marcado pela internacionalização da pesquisa, com contribuições significativas de países emergentes, incluindo o Brasil. O último período é de 2021 a 2023 apesar do intervalo menor, destaca tendências recentes e emergentes, como o uso de técnicas inovadoras (susceptibilidade magnética, DNA do solo, microplásticos) como traçadores.

Em 2013 Walling, afirmou que a aplicação de traçadores geoquímicos fornecia informações acerca das fontes de sedimentos e seu transporte pelos canais fluviais, bem como, a distinção entre a fração grosseira que irá compor o sedimento de fundo, e a fração fina que irá compor o sedimento em suspensão, determinando assim, claramente as fontes de sedimentos devido as características geoquímicas próprias de cada fonte. Diversas ferramentas de modelagem para a avaliação e quantificação dos sedimentos foram sendo produzidas, tanto para modelos de campo e experimental.

No entanto, em escala de bacias hidrográficas, a maioria dos modelos possuem aplicabilidade para bacias de grandes extensões (>100 km²) e em áreas de menor extensão os estudos ainda são incipientes (Miguel *et al.*, 2014; Tiecher *et al.*,

2015). A utilização de variáveis mineralógicas como indicadores das fontes de produção de sedimentos foi utilizada por Miguel *et al.*, (2014), aplicando a metodologia em uma região com topografia complexa (relevo acidentado) e com uma grande variação de formações geológicas, os autores elencaram como possíveis fontes de produção de sedimentos, os canais fluviais, as estradas e uma malha irregular de amostragem superficial (0 – 20 cm) do solo. Dentre os resultados encontrados, as variáveis mineralógicas foram aptas para a aplicação do método *fingerprinting*, indicando a contribuição de cada uma das fontes de sedimentos na bacia em estudo, discriminando que os canais fluviais foram aqueles que apresentaram a maior contribuição nos sedimentos, seguido pela malha amostral e pelas estradas avaliadas.

O uso de radionucleotídeos, por exemplo, tem sido explorado por se tratarem de parâmetros que apresentam grande estabilidade e distribuição homogênea no ambiente. A maioria dos trabalhos tem usado com frequência os isótopos ^{137}Cs , ^{210}Pb , ^{7}Be e ^{226}Ra (Evrard *et al.*, 2016), para a distinção entre fontes superficiais e subsuperficiais de produção de sedimentos. Os traçadores geoquímicos são utilizados pela facilidade de determinação entre a fonte de produção de sedimentos e a variabilidade na bacia hidrográfica estudada.

Além da utilização da geoquímica como traçadores, a utilização de biomarcadores tem sido aperfeiçoada dentro do método *fingerprinting*, em especial, para bacias hidrográficas de pequena extensão. No noroeste da China, Chen *et al.*, (2016), utilizaram biomarcadores, especificamente através de cadeias de n-alcanos como variáveis traçadoras dentro do método do *fingerprinting*. Dessa forma, os autores avaliaram que na cadeia de n-alcanos, entre cadeias curtas, médias e longas, as cadeias entre C18-C35 apresentaram melhor correlação, estando algumas cadeias de n-alcanos apresentando especificamente o tipo de cobertura do solo.

Para a região do Loess Plateau, na China, Zhao *et al.*, (2017) objetivaram quantificar o sedimento produzido em duas pequenas bacias hidrográficas estudadas anteriormente ao norte do Platô de Loess, bem como, avaliar se a técnica do *fingerprinting* discriminava as principais fontes de sedimentos nas bacias estudadas. Os autores observaram que, com a adoção de diques de contenção nas bacias estudadas, muito dos sedimentos acabam por ficar retidos nos mesmos e que a

utilização do método *fingerprinting* auxiliou na elucidação das fontes desses sedimentos retidos estando como, a principal fonte de sedimento o arenito, seguido do solo sem cobertura e das pastagens presentes nas bacias.

No estudo realizado por Evrard *et al.*, (2020) sobre o impacto dos tufões de 2019 nas contribuições das fontes de sedimentos e nas concentrações de radiocésio em rios que drenam a pluma radioativa de Fukushima, Japão, demonstrou-se que o acidente nuclear de Fukushima em março de 2011 gerou uma pluma de solos contaminados com ^{137}Cs em uma área de 3000 km². Seu impacto nas fontes de sedimentos e na contaminação por ^{137}Cs nos sedimentos foi investigado por meio da aplicação de um procedimento de impressão digital de sedimentos usando espectrocolorimetria e propriedades geoquímicas. Os resultados demonstram a predominância das áreas agrícolas como a principal fonte de sedimentos (média: 54%), seguida pelas florestas (41%), com contribuições muito menores de material subsuperficial (5%). No geral, as concentrações de ^{137}Cs nos sedimentos foram em média 84%–93% menores do que os níveis registrados após o acidente em 2011, o que demonstra a eficácia da descontaminação das áreas agrícolas.

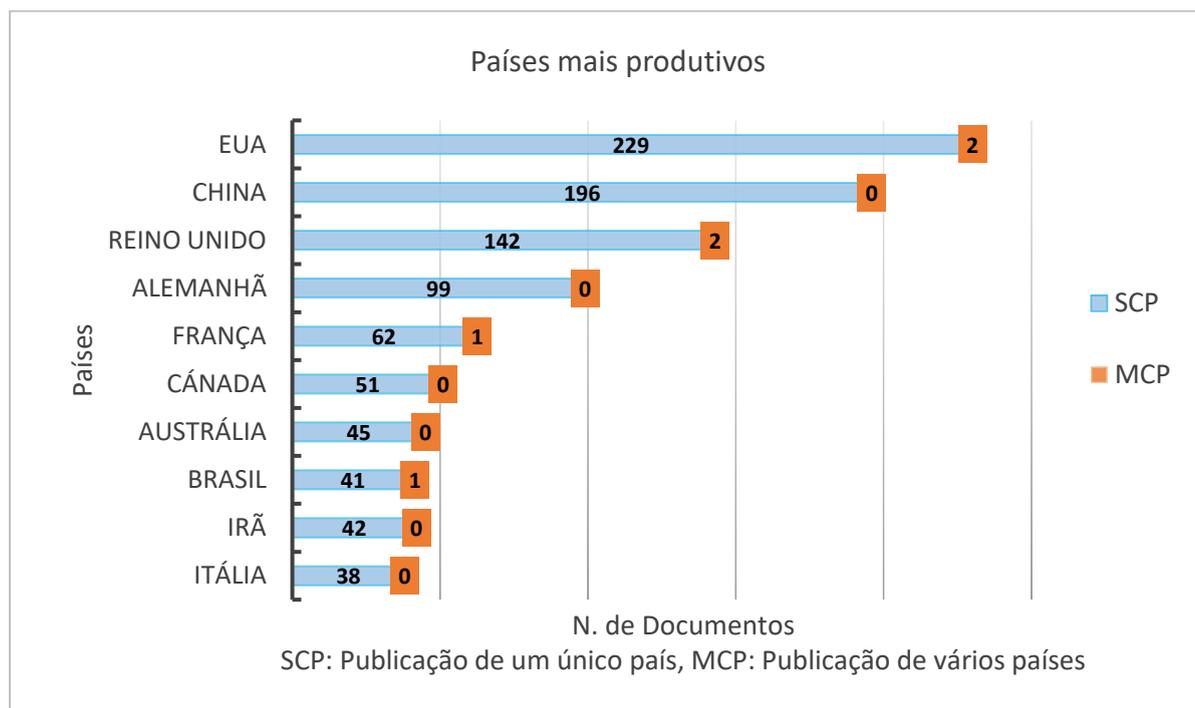
Em um trabalho desenvolvido por Navas *et al.*, (2022) na Cordilheira Branca, no Peru, tendo como objetivo entender a contribuição das formações glaciares e periglaciares para o transporte de sedimentos, utilizaram métodos de impressão digital. A metodologia incluiu coleta de amostras de solo e sedimentos em superfícies como morainas (depósitos de sedimentos e rochas transportadas e acumuladas pelo movimento de geleiras), leques aluviais e colúvios, analisando-as por modelos estatísticos de mistura. Os resultados indicaram que as morainas foram a maior fonte de sedimentos (até 77%), seguidas pelos leques aluviais e colúvios. E dessa forma essa pesquisa auxiliou no planejamento de estratégias de manejo para áreas de montanha afetadas pelo recuo glacial.

Nascimento *et al.*, (2023) se concentram em estudar a Bacia Potiguar, situada no nordeste do Brasil. Essa região é caracterizada por um sistema fluvial que se estende entre ambientes semiáridos e costeiros, o objetivo principal foi identificar as fontes de sedimentos em um ecossistema que apresenta poluição. A metodologia empregada envolveu a coleta de amostras de sedimentos de diversos pontos ao longo do sistema fluvial e a análise das variáveis geoquímicas dessas amostras. As

análises foram complementadas por técnicas estatísticas, como a Análise de Componentes Principais (PCA) e Análise de Agrupamento (Cluster Analysis) e foi utilizado o modelo de mistura end-member mix analysis (EMMA), para discernir as diferentes contribuições das fontes sedimentares. Os principais resultados indicaram a presença de múltiplas fontes de sedimentos, evidenciando a influência de atividades humanas, como a agricultura e a urbanização, nas características dos sedimentos encontrados. A pesquisa também destacou a relevância das assinaturas geoquímicas na compreensão da dinâmica sedimentar em ambientes complexos e poluído

Diversos estudos foram realizados utilizando o método de impressão digital em diferentes países, conforme demonstrado nos exemplos mencionados anteriormente. Na figura 4.3, observa-se a produção de estudos por países ao longo do tempo, destacando-se os 10 países mais produtivos na aplicação do método *fingerprinting* e indicando os números de publicações de colaboração interna (Publicação de um único país - SCP) e de colaboração entre países (Publicação de vários países - MCP).

Figura 4.3 - Países com maior número de publicações científicas por tipo de colaboração (SCP e MCP)



Fonte: Elaborada pelo autor (2025).

Os Estados Unidos (EUA), China e Reino Unido (UK) foram os países que mais publicaram no período de 1998 a 2023, com 231, 196 e 144 artigos, respectivamente. A análise dos dados indica que a maior parte das publicações de cada país é composta por "Single Country Publications" (SCP), o que sugere que as colaborações entre instituições dentro do mesmo país são mais frequentes do que as colaborações internacionais. Contudo, observa-se a existência de algumas colaborações internacionais, conhecidas como "Multiple Country Publications" (MCP).

Para refinar os resultados foi aplicado o índice MCP Rácio, que é uma proporção ou índice que mostra a relação entre o número de publicações de múltiplos países (MCP) e o total de publicações (SCP + MCP) de um país. Países como os Estados Unidos, Reino Unido e França destacam-se nesse aspecto, apresentando um MCP Rácio superior ao de muitos outros países.

A França apresentou um Índice MCP Rácio de 0,01587, o que indica que aproximadamente 1,59% de suas publicações foram realizadas em coautoria com pesquisadores de outros países. Esse índice, embora aparentemente modesto, é notável quando comparado a países como China, Alemanha, Canadá e Austrália, que apresentam uma relação MCP de zero, sinalizando uma menor presença de colaborações internacionais.

Estes índices são importantes para analisar o grau de colaboração internacional e o impacto das parcerias científicas entre países. Publicações resultantes de colaborações internacionais tendem a ter maior impacto e visibilidade, pois combinam diferentes perspectivas, técnicas e promovem a troca de ideias e a inovação, o que auxilia no avanço científico.

Deste modo, esta análise bibliométrica não apenas ressalta a evolução do tema, mas também aponta uma diversificação dos tipos de estudos e técnicas aplicando o método *fingerprinting*. Portanto, esta análise bibliométrica não fornece só um panorama da produção científica atual, mas também serve como um estudo para observar o futuro da pesquisa deste tema. Propõem-se uma análise da colaboração entre autores e instituições, para melhorar a dinâmica da pesquisa na área, reforçando a importância de parcerias.

4.3.2. Utilização de *mixing model* em estudos de rastreamento de sedimentos

A maioria dos estudos iniciais de impressão digital de sedimentos emprega otimização de mínimos quadrados em combinação com amostragem de Monte Carlo (Collins *et al.*, 1997; Franks e Rowan 2000). Um modelo de mistura ou modelo de mistura finita é uma técnica estatística usada para modelar a distribuição de dados que provêm de várias populações diferentes, ou subgrupos, dentro de uma amostra global. Para Haddadchi *et al.*, (2013), em todos os modelos de mistura, o objetivo é determinar as proporções dos componentes de origem (x) nas amostras de sedimentos em suspensão, minimizando os erros.

Koiter *et al.*, (2013) e Laceby *et al.*, (2015) propuseram uma combinação de métodos estatísticos baseados em processos/conhecimento, o que aumenta as possibilidades de interpretação de estimativas de modelagem. A abordagem de Monte Carlo ajusta as contribuições proporcionais da fonte com cada extração da fonte e das distribuições de sedimentos, mas tem uma tendência a produzir distribuições distorcidas de melhor ajuste, onde uma fonte pode fornecer 100% e outras fontes 0% (Cooper *et al.*, 2014).

A seleção do traçador passa pela premissa de que ele seja o mais estável possível no ambiente, ou seja, que ele conserve suas características desde a fonte até o sedimento em suspensão na calha da drenagem. Para a seleção do traçador, diferentes técnicas empregadas visam identificar variáveis ou traçadores que diferenciam as fontes do sedimento (Palazón *et al.*, 2015). Nesse sentido surge o uso das misturas artificiais, por exemplo, que podem ser criadas em laboratório (Martínez-Carreras *et al.*, 2010; Haddadchi *et al.*, 2014), combinando fisicamente massas conhecidas do material de origem, ou virtualmente, gerando matematicamente valores de rastreador alvo (Laceby *et al.*, 2015; Palazón *et al.*, 2015; Sherrif *et al.*, 2015).

Segundo Davie *et al* (2018), o primeiro estudo realizado utilizando modelos de mistura foi realizada por Karl Pearson em 1894 para categorizar subespécies de caranguejos (Pearson, 1894; Mclachlan, Peel, Wiley, & Ebrary, 2000) e os modelos de mistura empregados em estudos de rastreamento de sedimentos são tipicamente modelos de mistura finitos, o que significa que eles assumem a forma de um modelo de mistura linear. Segundo Davies *et al.*, (2018), a aplicação de modelos de mistura

para rastreamento de sedimentos serve para fornecer estimativas sobre a contribuição de um número finito de fontes de sedimentos, e significa que eles assumem a forma de um modelo de mistura linear.

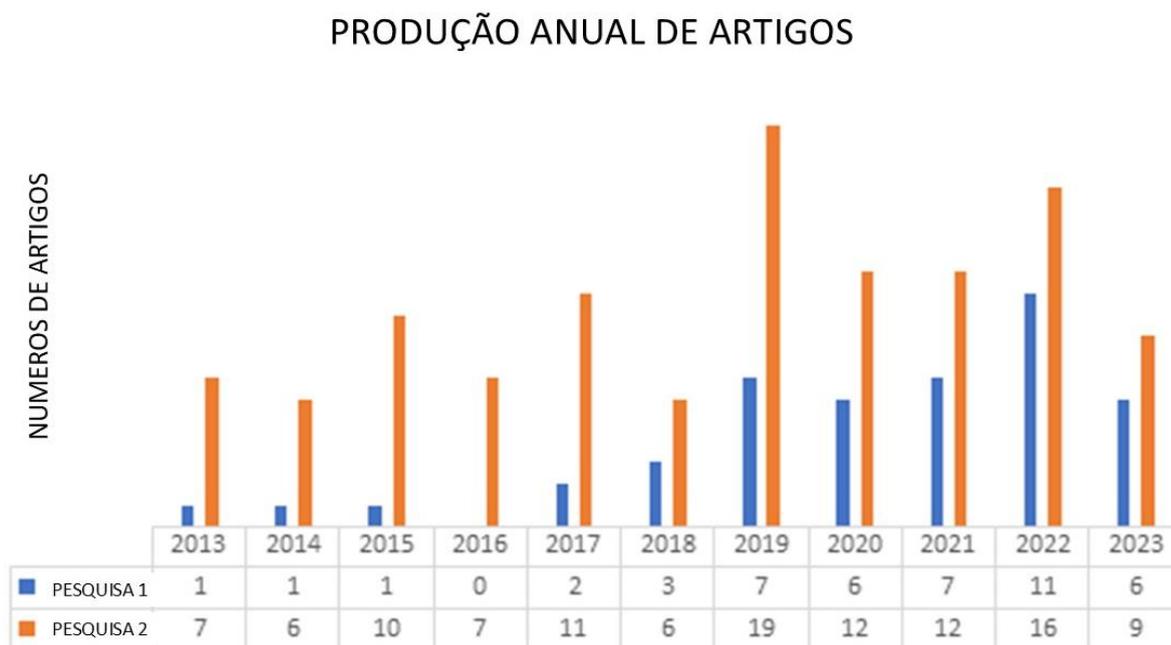
De acordo com McLachlan *et al.*, (2019) os modelos de mistura são utilizados como uma ferramenta eficaz para modelar a heterogeneidade nos dados, pois podem ser aplicados em cenários de classificação e agrupamento, além de observar sua utilidade em descrever subgrupos não observados dentro de uma população, o que está alinhado com a ideia de que os dados não provêm de uma única distribuição.

Sendo assim, a análise dos modelos de mistura continua a examinar a influência dos rastreadores conservadores e/ou não conservadores nos resultados do modelo, bem como a importância de diferentes procedimentos de seleção de rastreadores (Sherrif *et al.*, 2015; Cooper e Krueger 2017; Latorre *et al.*, 2021). Consequentemente, as misturas artificiais têm sido usadas para testar a precisão com que os modelos podem estimar proporções de fontes conhecidas (Batista *et al.*, 2022).

Portanto, com o intuito de aprofundar a compreensão sobre o uso de modelos de mistura e explorar sua aplicação na identificação de fonte de sedimentos, foi realizada uma busca nas bases de dados Web of Science e Scopus. Essa pesquisa visou expandir a perspectiva sobre o tema, considerando assim as mais recentes pesquisas que abordam a modelagem de dados de identificação de fonte de sedimentos utilizando modelos de mistura.

É possível observar a diferença entre a crescente utilização do uso de modelos de mistura no período selecionado através da Figura 4.4. Os dados indicam um aumento significativo na produção acadêmica, com uma taxa de crescimento anual de 22,11%.

Figure 4.4 - Produção anual de 2013 até 2023



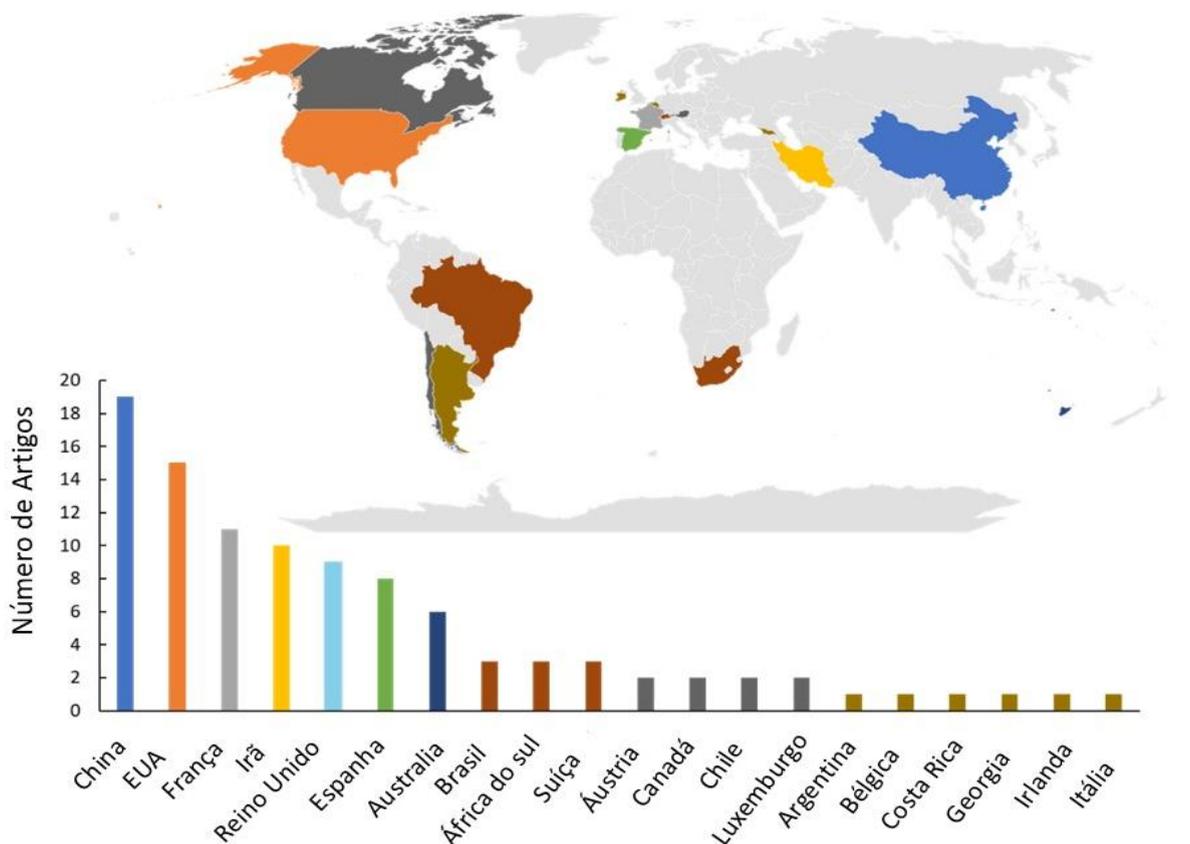
Fonte: Elaborada pelo autor (2025).

Na Figura 4.4, é possível identificar uma tendência geral de aumento na produção de artigos, especialmente considerando os picos dos anos de 2019 e 2022. Após o pico em 2019, houve uma queda em 2020, possivelmente causada pela pandemia de COVID-19, mas a produção voltou a crescer em 2021 e 2022.

A “Busca 1” parece ter um crescimento mais constante e estável ao longo do tempo, enquanto a “Busca 2” apresenta um pico bem acentuado em 2019. Essa variação entre os resultados ocorre principalmente pelo afinamento dos termos de busca, onde a busca 2 é mais voltada para a impressão digital aplicada a sedimentos e metodologias de mistura.

Apesar da pesquisa reportou um número relativamente baixo de documentos de autoria única, contabilizando apenas 2, o número de documentos por autor é de 0,282 sugerindo uma alta colaboração entre pesquisadores. Esses aspectos são refletidos na contribuição global e na colaboração entre pesquisadores, como evidenciado na figura 4.5, a qual demonstra os países com as maiores contribuições científicas e a relação entre os países mais produtivos e suas colaborações na figura 4.6.

Figura 4.5 - Países com as maiores contribuições científicas na utilizando modelos de mistura



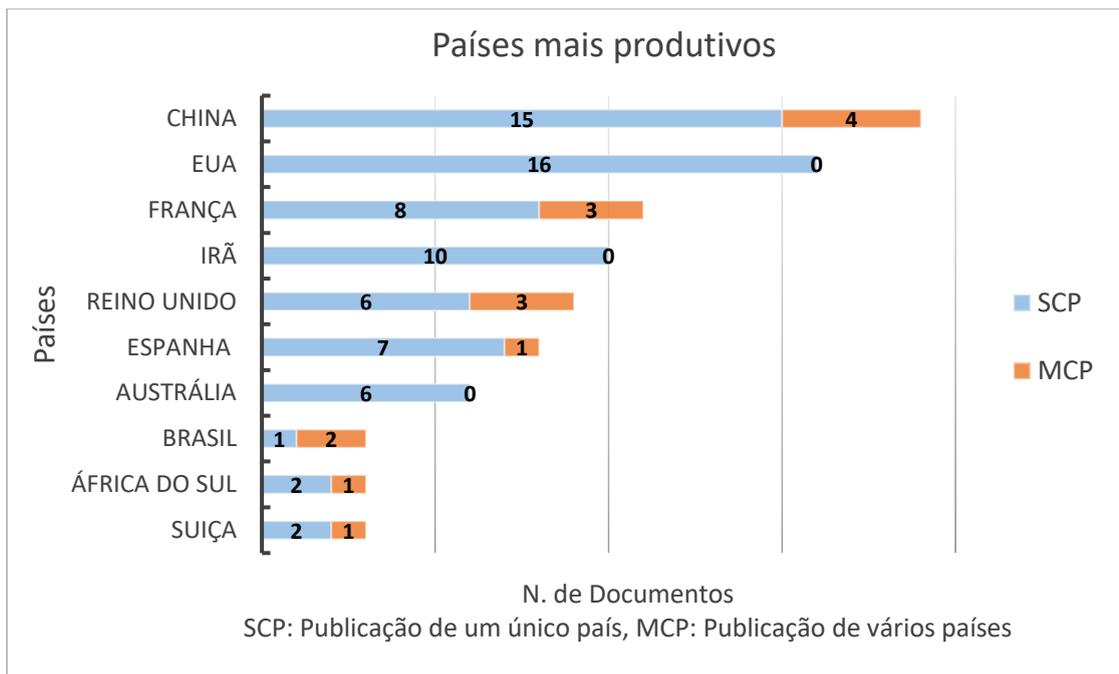
Fonte: Elaborada pelo autor (2025).

A China e os EUA destacam-se com elevado número de publicações, sendo que a China tem 15 SCP e 4 MCP, enquanto os EUA possuem 16 SCP e nenhum MCP. Essa predominância de SCP em alguns países sugere uma independência em pesquisa ou uma colaboração mais interna, enquanto o MCP reflete colaborações internacionais. A colaboração entre os pesquisadores é destacada através da média de 5,37 coautores por documento. Além disso, 15,52% dessas publicações envolvem coautorias internacionais, destacando a natureza colaborativa e global da pesquisa na área.

A França e Reino Unido apresentam uma quantidade significativa de MCP, indicando que esses países participam mais de colaborações internacionais em

estudos sobre “impressão digital” e modelos de mistura. Já países como Brasil, África do Sul e Suíça possuem um número baixo de publicações, mas apresentam uma proporção equilibrada de SCP e MCP, o que sugere que, embora a produção seja menor, existe uma tendência de colaboração em publicações internacionais.

Figura 4.6 - Relação entre os países mais produtivos e suas colaborações



Fonte: Elaborada pelo autor (2025).

Outro resultado importante a se destacar são as citações por artigo, onde o Reino Unido liderou com 310 citações, seguido por Luxemburgo 135 e Espanha 121. Os Estados Unidos, apesar de serem uma grande potência em pesquisa, ocupam uma quarta posição com 114 citações. Luxemburgo e Espanha possuem uma média de citações altas 45 e 40,33, respectivamente, demonstrando uma relevância específica na área, mesmo com um número total de publicações menor em comparação com a China e os EUA.

Essa colaboração entre países é refletida no aumento de pesquisas nessa temática, onde vários modelos de mistura foram desenvolvidos ou adaptados, por exemplo, o IsoSource (Phillips e Gregg, 2003), e o MixSIR (Moore e Semmens, 2008). Com a finalidade de determinar a proveniência dos sedimentos em bacias

hidrográficas os pesquisadores foram desenvolvendo outros como SIFT (Pulley e Collins, 2018), FingerPro (Palazón *et al.*, 2015a; Lizaga *et al.*, 2018). Assim como o modelo MixSIAR (Stock *et al.*, 2018), o qual representa um projeto de codificação colaborativo entre os investigadores por trás do MixSIR, SIAR e IsoSource: Brice Semmens, Brian Stock, Eric Ward, Andrew Parnell, Donald Phillips e Andrew Jackson.

Para Davies *et al.*, (2018) há dois paradigmas estatísticos abrangentes que podem ser aplicados no ajuste do modelo de mistura aos dados, o primeiro é a abordagem frequentista, geralmente utilizando a estimativa de máxima verossimilhança (EMV) e o segundo paradigma é conhecido como inferência estatística bayesiana, que frequentemente emprega técnicas de Cadeia de Markov Monte Carlo (MCMC) para obter amostras das distribuições dos parâmetros de interesse. Smith *et al.*, (2018), propuseram um novo método de seleção de traçadores baseado na identificação e remoção daqueles que exibem comportamento não conservativo durante o transporte de sedimentos.

Testes foram conduzidos em uma bacia agrícola no noroeste da Inglaterra, usando o modelo de mistura bayesiana MixSIAR. Os resultados mostraram que a remoção de traçadores com base no comportamento não conservativo resulta em apontamentos de fontes mais precisos do que a seleção baseada no número mínimo de traçadores para maximizar a discriminação de fontes. Este estudo destaca a importância de priorizar a exclusão de traçadores não conservativos e propõe uma abordagem quantitativa para identificação e exclusão desses traçadores.

O estudo realizado por Nosrati *et al.*, (2018), buscou desenvolver estratégias de controle de sedimentos, para tal, os autores selecionaram três conjuntos distintos de impressões digitais compostas usando diversos testes estatísticos, sendo então empregado um modelo bayesiano de desmistificação, o MixSIAR, para atribuir as contribuições das fontes das sub-bacias no nordeste do Irã. Os resultados revelaram diferenças substanciais nas contribuições relativas das sub-bacias, ressaltando a relevância de adotar múltiplas impressões digitais compostas selecionadas de forma independente para assegurar a consistência nos resultados de atribuição das fontes.

Lizaga *et al.*, (2019) utilizaram o modelo de desmistificação unmixing model e a ferramenta FingerPro, para quantificação da procedência dos sedimentos, em

uma bacia agroflorestral do norte da Espanha. A comparação das atribuições de fontes de sedimentos com resultados de estudos anteriores validou os resultados da desmistificação, ressaltando o potencial da impressão digital de sedimentos para quantificar a principal procedência dos sedimentos.

Para Batista *et al.*, (2022) com todos esses modelos cabe aos modeladores decidir caso a caso qual estrutura é mais apropriada para seus propósitos e corroborar sua seleção de modelo com dados e/ou pesquisas. Wiltshire *et al.*, (2023), utilizaram vários tipos de biomarcadores n-alcanos e ácidos graxos não levulínicos de cadeia curta (SC-NLFA) e seus Causal Source-Specific Indicator (CSSIs), para estimar a contribuição proporcional das fontes de uso do solo para as misturas de sedimentos do leito do rio e explorou o uso de misturas virtuais para determinar se a adição ou remoção de traçadores interfere no erro relativo da discriminação de fontes no nordeste da Escócia.

A metodologia adotada por Wiltshire *et al.*, (2023), foi o modelo de unmixing bayesiano (MixSIAR), e obtiveram como principais resultados que as proporções de n-alcanos mostraram diferenças significativas entre as fontes de uso da terra. Indicando assim que os n-alcanos podem servir como indicadores de diferentes tipos de atividade humana ou natural na área de estudo (como agricultura, urbanização ou uso florestal). Ainda foi obtido que os intervalos das proporções de C27/C31 e %C31 nos sedimentos do leito do rio estavam fora dos valores máximo e mínimo para as fontes de uso da terra já sete dos 36 biomarcadores SC-NLFA analisados foram detectados em sedimentos de leitos de rios e em todas as amostras de solo terrestre. Portanto para os autores o uso de misturas virtuais e diferentes combinações de traçadores oferecem uma maneira de selecionar traçadores com a melhor capacidade para discriminação de fonte de uso da terra.

Os estudos ressaltam a importância da colaboração internacional e da utilização de modelos de mistura avançados para a compreensão da origem dos sedimentos em bacias hidrográficas. A evolução dos métodos de análise, como o MixSIAR e o FingerPro, reflete um esforço contínuo para aprimorar a precisão na identificação de fontes de sedimentos, e a ênfase na escolha de critérios de traçadores evidenciam a busca contínua por maior precisão na identificação das fontes de sedimentos.

A integração de diferentes abordagens e a adoção de novas ferramentas analíticas são fundamentais para aprimorar a compreensão sobre os processos de sedimentação e suas implicações ambientais. Essas tendências refletem não apenas a complexidade das características, mas também a importância da cooperação entre pesquisadores de diferentes regiões, o que pode levar a resultados mais robustos e a uma gestão mais eficaz dos recursos hídricos.

4.4. Conclusão

Esta revisão bibliométrica abordou de maneira abrangente os componentes e os fatores determinantes na estimativa da produção de sedimentos em bacias hidrográficas. Ao dividir a análise em dois tópicos distintos, onde o primeiro tópico aborda uso do método *fingerprinting* e diferentes abordagens, destacando as técnicas específicas empregadas na identificação das fontes de sedimentos, e o segundo tópico concentra-se na utilização de modelos de mistura em estudos de rastreamento de sedimentos, apresentando uma análise crítica das abordagens mais recentes nesse campo.

A pesquisa em identificação de fontes de sedimento está em constante crescente, embora conjuntos de propriedades convencionais como traçadores ainda seja o mais utilizado a busca por novas abordagens para rastrear as fontes estão sendo aplicados para refinar o uso do método *fingerprinting*. É notável o crescimento de 1998 a 2023. Somente em 2019, o número de artigos ultrapassa os 100 pela primeira vez, mantendo-se alto nos anos seguintes e o maior número de artigos foi registrado em 2022.

O uso de modelos de mistura para estimar as proporções de fontes conhecidas de sedimentos em bacias hidrográficas tem se mostrado uma ferramenta valiosa para a pesquisa ambiental. Com a variedade de modelos disponíveis, os cientistas têm opções para escolher aquela mais adequada aos seus objetivos específicos. No entanto, é crucial que essa escolha seja fundamentada nos dados disponíveis e nos requisitos da pesquisa em questão.

As publicações relacionadas a identificação de fontes de sedimento utilizando modelos de mistura são lideradas por países com alto investimento em pesquisa

como China e EUA e que o campo da impressão digital é relevante para países com diferentes características ambientais e desafios de bacias hidrográficas. Colaborações internacionais são fundamentais para países com menor infraestrutura, permitindo o avanço conjunto na área.

Estudos recentes destacam a importância de abordagens específicas na seleção de traçadores e na interpretação dos resultados, ressaltando a necessidade de uma análise cuidadosa para garantir estimativas precisas das fontes de sedimentos. O aprofundamento desses conhecimentos é vital para aprimorar estratégias de monitoramento e gestão ambiental, fornecendo subsídios importantes para pesquisadores, gestores e tomadores de decisão envolvidos no manejo e conservação do solo e da água.

5. Capítulo 2 – Identificação das fontes de produção de sedimentos em uma bacia hidrográfica do sul do Brasil utilizando modelagem de mistura

5.1. Introdução

A problemática da erosão do solo em uma bacia hidrográfica pode acarretar uma série de desafios significativos para os recursos hídricos, exercendo impactos negativos tanto em termos de qualidade quanto de quantidade da água disponível. O transporte contínuo e não controlado do solo devido à erosão contribui para o assoreamento de rios e corpos d'água, reduzindo sua capacidade de transporte e armazenamento aumentando o risco de inundações. Além disso, o processo de erosão pode transportar poluentes para os cursos d'água, comprometendo a qualidade da água.

Deste modo, os processos que ocorrem nos sedimentos no decorrer da bacia hidrográfica devem ser estudados com maior profundidade, pois os sedimentos produzidos na parte alta da bacia podem não chegar ao exutório, alterando dessa forma a discriminação das fontes de sedimentos. O conhecimento da origem dos sedimentos é valioso no planejamento do uso da terra. Isso permite a implementação de práticas agrícolas sustentáveis, o manejo adequado de áreas urbanas e rurais e a minimização dos impactos negativos sobre os recursos hídricos.

A utilização do método *fingerprinting* está sendo cada vez mais explorada, visto que o método envolve a identificação das fontes de sedimentos como impressões digitais, usando atributos físicos, biológicos e geoquímicos do solo e dos sedimentos como traçadores. Portanto, diversas ferramentas de modelagem para a avaliação e quantificação dos sedimentos, estão sendo desenvolvidas, tanto para modelos de campo como para modelo experimental, a fim de obter melhores resultados em relação a identificação das fontes de sedimentos.

No entanto, desafios permanecem, especialmente na seleção e validação de traçadores para diferentes contextos geográficos e escalas espaciais. Deste modo, quantificar as informações de cada rastreador a fim de compreender a contribuição para uma previsão final de traçadores que exibem padrões semelhantes vem sendo utilizada através da geoquímica e a utilização de biomarcadores, aperfeiçoando a

seleção de traçadores pelo método *fingerprinting*, em especial, para bacias hidrográficas de pequena extensão.

De acordo com Tiecher *et al* (2015), uma maneira de obter informações importantes de solo e sedimento como traçadores no método *fingerprinting* é a extração de atributos físico-químicos através de refletância difusa (espectroscopia). A espectroscopia de reflectância, explora propriedades ópticas do solo e dos sedimentos, tem se mostrado uma técnica promissora nesse contexto, devido à sua capacidade de fornecer informações rápidas e não destrutivas sobre os traçadores. Dentre as propriedades da impressão digital extraídas através de espectroscopia de refletância espectral, encontra-se a cor, por exemplo, Grimshaw e Lewin 1980 e Peart (1993) determinaram com sucesso a origem dos sedimentos usando apenas a cor como traçador.

De acordo com Barthod *et al* (2015), no método *fingerprinting* alguns estudos baseados em cores usadas para quantificar fontes de sedimentos obtiveram sucesso em bacias hidrográficas de pequena a média escala (Brosinsky *et al.*, 2014a; Brosinsky *et al.*, 2014b; Verheyen *et al.*, 2014) ou durante eventos de escoamento em bacias hidrográficas de cabeceira (Legout *et al.*, 2013). A técnica de espectroscopia começou a ser utilizada a partir dos anos 1990, sendo empregada em análises das propriedades químicas e físicas do solo (DEMATTÊ *et al.*, 2018). A Espectroscopia de infravermelho próximo (NIR) combinado com alguns métodos de modelagem multivariada, pode quantificar as propriedades espectralmente ativas de amostras de solo (Khosravi *et al.*, 2018), sem gerar resíduos. Nesta técnica, as feições espectrais do solo são captadas, em laboratório ou no campo, por sensores denominados radiômetros ou espectrorradiômetros, a partir da radiação eletromagnética (REM) refletida nos diferentes comprimentos de ondas (Ten Caten *et al*, 2021).

O comportamento espectral pode apresentar informações das propriedades do solo, sendo o resultado da interação entre a REM e seus diversos atributos, a exemplo suas características químicas, físicas, mineralógicas e presença de água (Stoner & Baumgardner, 1981; Ben-Dor *et al.*, 2008; Viscarra Rossel *et al.*, 2016) que podem variar de acordo com diversos fatores durante a análise das amostras, pois a umidade e a rugosidade exercem forte interferência sobre os resultados.

Por exemplo, a dimensão fractal e a cor das partículas do solo podem fornecer uma abordagem rápida e fácil para determinar a origem dos sedimentos, bem como pesquisas desenvolvidas por (Martínez-Carreras *et al.*, 2010; Boudreault *et al.*, 2018), que utilizaram espectroscopia para descrever e diferenciar as propriedades do solo, incluindo a cor como traçador. Diversos estudos ao redor do mundo têm aplicado a espectroscopia como uma ferramenta discriminante no método *fingerprinting*. A Tabela.5.1 apresenta um resumo das principais aplicações, destacando as faixas espectrais utilizadas e os modelos multivariados empregados.

Tabela 5.1 - Resumo de estudos que utilizam espectroscopia como potencial propriedade discriminante em abordagens de impressão digital de sedimentos em todo o mundo.

Referencias	País	Faixa espectral	Parâmetros extraídos	Multivariada
Poulenard <i>et al.</i> , 2009	França	MIR	-	PLSR
Martínez-Carreras <i>et al.</i> , 2010a	Luxemburgo	Vis-NIR-SWIR	3	MLM
Martínez-Carreras <i>et al.</i> , 2010b	Luxemburgo	Vis-NIR-SWIR	24	-
Poulenard <i>et al.</i> , 2012	França	MIR	-	PLSR
Evrard <i>et al.</i> , 2013	México	MIR	-	PLSR
Collins <i>et al.</i> , 2013	Reino Unido	NIR	37	MLM
Legout <i>et al.</i> , 2013	França	Vis	5	PLSR
Verheyen <i>et al.</i> , 2014	Etiópia	MIR	-	PLSR
Brosinsky <i>et al.</i> , 2014	Espanha	Vis-NIR-SWIR	98	MLM
Collins <i>et al.</i> , 2014	Reino Unido	NIR	51	MLM
Tiecher <i>et al.</i> , 2015	Brasil	UV-Vis	24	PLSR/MLM
Barthod <i>et al.</i> , 2015	Canadá	Vis-NIR-SWIR	10	MLM
Pulley and Rowntree, 2016	South África	Vis	10	MLM
Tiecher <i>et al.</i> , 2016	Brasil	NIR	-	PLSR
Tiecher <i>et al.</i> , 2017	Brasil	MIR	-	PLSR
Liu <i>et al.</i> , (2017)	Canadá	Vis	15	MLM
Batistelli <i>et al.</i> , 2018	Argentina	Vis-NIR	-	PCA
Boudreault <i>et al.</i> , 2018	Canadá	Vis	15	MLM
Pulley <i>et al.</i> , (2018)	Reino Unido	Vis	-	MLM
Pulley <i>et al.</i> , 2018	África do Sul	Vis	10	MLM
Vercruyssen & Grabowski, 2018	Reino Unido	Vis-NIR-SWIR	-	PLSR
Uber <i>et al.</i> , 2019	França	Vis	15	PLSR/MLM

Chapkanski <i>et al.</i> , 2019	Europa Ocidental	MIR	-	-
Ni <i>et al.</i> , 2019	China	MIR	-	-
Valente <i>et al.</i> , 2020	Brasil	Vis	15	PLSR/MLM
Nosrati <i>et al.</i> , 2020	Irã	Vis	3	MLM
Liu <i>et al.</i> , 2020	China	Vis-NIR	15	RF
Naibo <i>et al.</i> , 2021	Brasil	Vis-NiR	10	PLSR, RF
Yang <i>et al.</i> , 2021	EUA	MIR	12	SVM
Smith <i>et al.</i> , 2022	Austrália	Vis-NIR-SWIRyt8t	20	PLSR, MLM
Zhang <i>et al.</i> , 2023	Canadá	NIR	8	PLSR
Araujo <i>et al.</i> , 2024	Brasil	Vis-NIR	12	MLM

UV, ultravioleta. Vis, visível. NIR, infravermelho próximo. SWIR, infravermelho de ondas curtas. MIR, infravermelho médio. MLM, modelo linear misto. PLSR, regressão de mínimos quadrados parciais. PCA, análise de componentes principais.

A identificação de fontes de sedimentos permite que os gestores de bacias hidrográficas concentrem medidas corretivas nas áreas onde podem ter o máximo impacto. No entanto, a seleção de rastreadores para tais estudos e a viabilidade de métodos de impressão digital para situações específicas continuam a ser um tema de debate contínuo entre os especialistas (Lizaga *et al.*, 2020, Owens *et al.*, 2022, Araujo *et al.*, 2024).

Não há recomendações ou diretrizes universais para a pré-seleção do traçador. Para aprimorar a técnica de identificação de fontes de sedimento a utilização de *mixing model* vem proporcionando uma abordagem quantitativa robusta, a qual é capaz de integrar metodologias para distinguir as contribuições específicas de cada fonte sedimento.

Os novos métodos enfatizam a importância de selecionar traçadores adequados para cada mistura, evitando aqueles fora do consenso ou com comportamento não conservador, por meio de métodos como classificação de consenso (CR) e seleção consistente de traçadores (CTS), demonstrando seu impacto nos resultados do modelo de mistura (Gaspar *et al.*, 2024). Um avanço significativo decorrente desses desenvolvimentos é a criação do pacote FingerPro, uma ferramenta especializada para rastreamento de fontes integrada ao software R (Ghaderi *et al.*, 2025).

Este estudo tem como objetivo identificar e contextualizar as principais fontes de produção de sedimentos em uma bacia hidrográfica rural de 33,3 km², localizada no sul do Brasil, a qual é essencial para o abastecimento de água do município de Pelotas-RS. Para atingir esse objetivo, foram utilizados métodos tradicionais de identificação de fontes de sedimentos, como traçadores geoquímicos, carbono orgânico total (COT) e adicionado coeficientes de cor no espectro visível, utilizando modelos de mistura, através do software FingerPro (CRAN Lizaga *et al.*, 2018).

A combinação desses traçadores com o método de classificação de consenso (CR) aumenta a confiabilidade dos modelos de mistura, permitindo uma quantificação mais precisa das contribuições relativas às diferentes fontes de sedimentos na bacia hidrográfica. Dessa forma, o estudo busca quantificar as contribuições específicas de cada fonte, oferecendo subsídios para uma gestão mais eficaz dos recursos hídricos e para o desenvolvimento de estratégias direcionadas à mitigação.

5.2. Metodologia

5.2.1. Caracterização da área de estudo

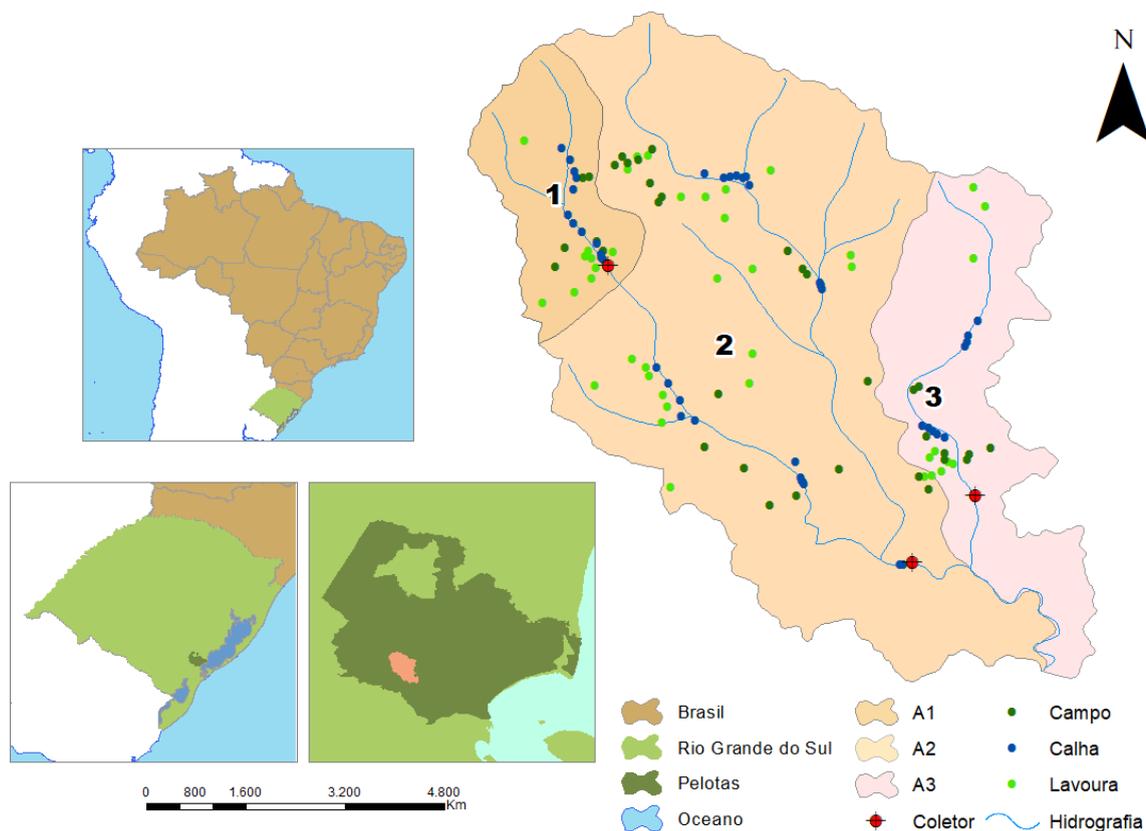
A área selecionada para o estudo está situada no interior do município de Pelotas, localizado no extremo sul do Rio Grande do Sul, Brasil (Figura 5.1). Trata-se de uma sub-bacia hidrográfica denominada como bacia hidrográfica do arroio Epaminondas (BHAÉ), que faz parte da bacia hidrográfica da Barragem Arroio Santa Bárbara (BASB), responsável pelo abastecimento de água potável do município.

A sub-bacia do arroio Epaminondas possui uma área de 33,3 km², equivalente a cerca de 70% da extensão total da BASB. A região possui características climáticas, de clima subtropical úmido (Cfa), conforme a classificação climática de Köppen. As condições climáticas se traduzem em temperaturas médias de aproximadamente 18,4 °C.

Para os anos de coletas de sedimento a série histórica correspondentes aos dados pluviométricos foram organizados precipitação máxima diária mensal, afim de observar o período do ano que ocorreu o maior volume de chuva, na área de estudo,

a estação pluviométrica utilizada foi a Ponte Cordeiro de Farias (3152016), monitorada pela Agência Nacional de Águas (ANA).

Figura 5.1 - Localização da bacia hidrográfica do arroio Epaminondas (BHAE)

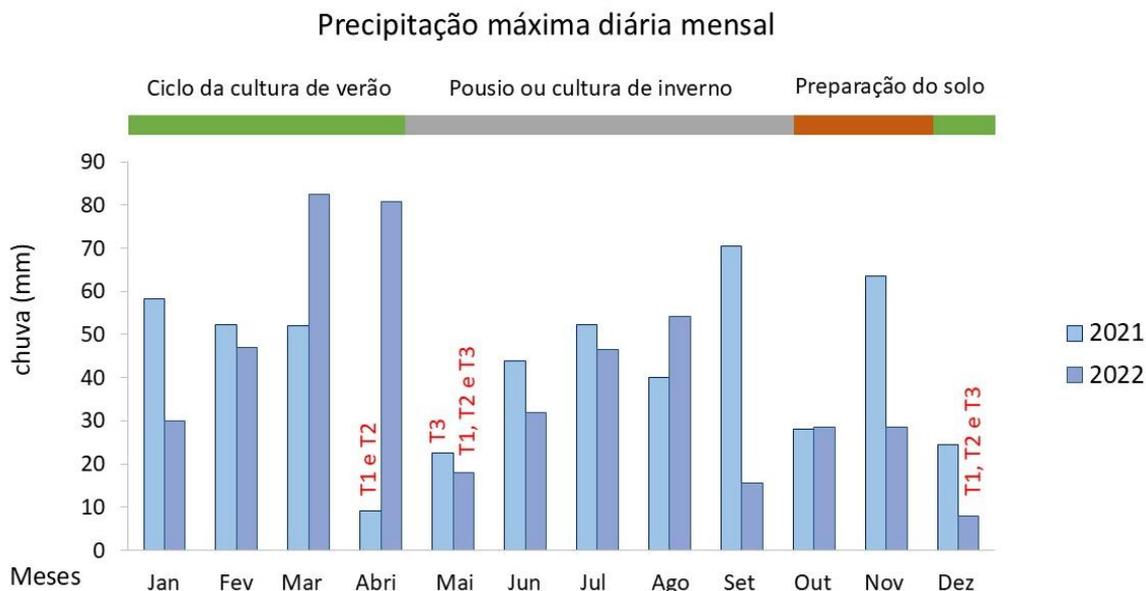


Fonte: Elaborada pelo autor (2025).

Na Figura 5.2 observamos os meses com maior índice pluviométrico para 2021 e 2022, o total acumulado nesses anos foi de 1613,80 mm e 1268,20 mm respectivamente. Em 2021, setembro destacou-se como o mês de maior volume de chuva na bacia hidrográfica, registrando aproximadamente 70.50 mm, enquanto em 2022 esse valor diminuiu significativamente para apenas 15.70 mm.

O contraste entre os volumes de chuva em setembro de 2021 e 2022 na bacia hidrográfica destaca a variabilidade anual do regime de precipitação. No ano de 2022, os meses de março e abril se destacaram como os períodos de maior precipitação na bacia hidrográfica, evidenciando uma mudança significativa em relação ao padrão observado em 2021.

Figura 5.2 - Série pluviométrica anos 2021 e 2022, Ponte Cordeiro de Farias, estação (3152016)



Fonte: Elaborada pelo autor (2025).

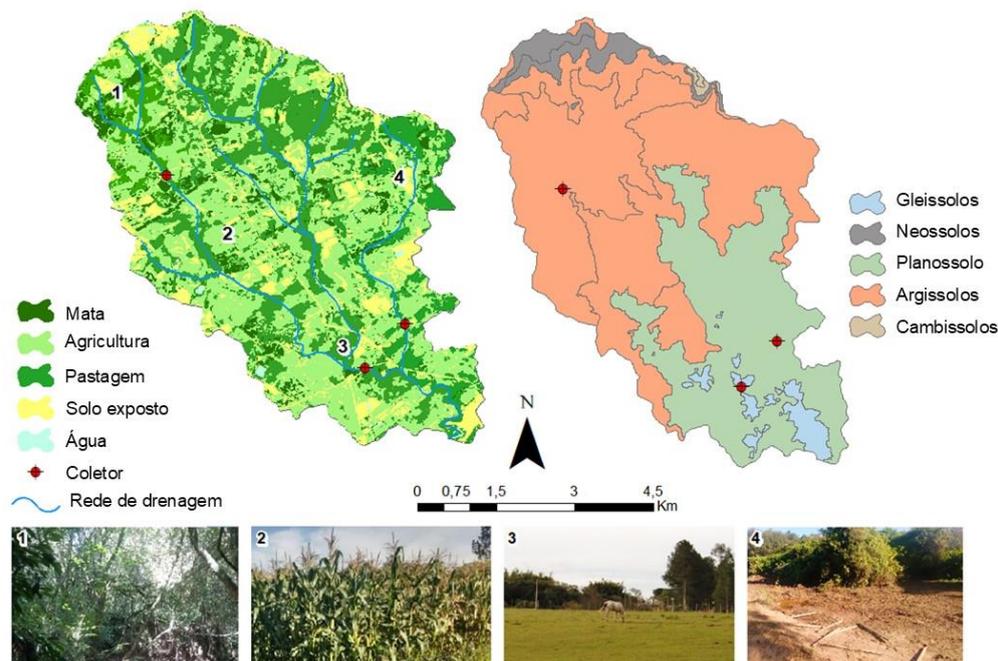
Foi realizado por Cadoná (2021) um levantamento de solos, que resultou em um produto cartográfico digital em escala 1:25.000, a respeito das classes de solo. A declividade da paisagem na BHAÉ varia entre as classes plano e suave ondulado, com declividade entre 0% e 8%. A topografia da bacia é marcada pela variedade de declividades, influencia diretamente na formação dos solos presentes na região. Nas áreas planas, são encontrados os Planossolos e Gleissolos, e em declives intermediários, predominam Argissolos. Além disso, as regiões mais inclinadas, são caracterizadas por Cambissolos e Neossolos.

Além das classes de solo outra informação crucial é o uso do solo, o qual desempenha um papel crucial na saúde e na qualidade dos recursos hídricos. Ao analisar os diferentes usos do solo na bacia, podemos observar melhor os locais mais suscetíveis a processos erosivos, por exemplo onde o escoamento superficial e a erosão do solo podem levar à sedimentação dos corpos d'água.

Deste modo a distribuição do uso do solo foi analisada quantitativamente, resultando nas seguintes proporções: 12,56% da área é composta por solo exposto, 7,63% por mata nativa, 32,11% por campos e 47,70% por áreas dedicadas à agricultura. Esses valores foram obtidos através do cálculo das respectivas áreas em

relação à área total da bacia, com o intuito de compreender a distribuição espacial e a predominância de cada tipo de cobertura do solo na região estudada. Na figura 5.3 é apresentado o mapa pedológico e a distribuição dos usos da terra ao longo de toda bacia hidrográfica e as classes de solo.

Figura 5.3 - Uso de solo da bacia hidrográfica do arroio Epaminondas. 1) mata; 2) agricultura; 3) pastagem; 4) solo exposto.



Fonte: Elaborada pelo autor (2025).

5.2.2. Amostragem das fontes potenciais de produção de sedimento

A escolha das fontes de produção de sedimentos, foi realizada com base em características da área de estudo, tais como, a geologia, classes de solos e levantamentos de identificação de usos da terra e de processos erosivos predominantes. Deste modo as fontes de produção de sedimentos a serem analisadas na área são: lavoura, campo, e as calhas do arroio nas principais drenagens da área.

As amostras das lavouras, foram coletas onde apresentavam usos mais intensivos, no verão com cultivos de soja e milho predominantemente e após o manejo de colheita destas culturas. Cabe salientar que ocorre o predomínio de sistema de preparo de solo convencional na maioria das áreas de lavoura. As amostras de campo, compreendem a locais com desenvolvimento de gramíneas

perenes (campo nativo), e locais com vegetação arbustiva baixa além de antigas áreas de cultivos de eucalipto. As amostras nas áreas de campos e lavoura foram coletadas dos primeiros 20 cm do horizonte superficial.

Para as amostras de calha do rio foram feitas coletas ao longo da calha das drenagens principais do arroio Epaminondas, sendo coletas subsuperficiais onde apresentava ocorrência de processos erosivos. Para cada fonte, foram coletadas amostras ao longo de toda bacia, a fim de ter um maior detalhamento do comportamento da área, totalizando 116 amostras de fontes, sendo elas 40 amostras de lavoura (L), 33 de campo (C) e 43 de calha (CA).

Para a coleta de sedimentos em suspensão foram utilizados coletores denominados torpedos, instalados na calha das drenagens presentes na bacia através de coletores fixados no leito das drenagens em 3 pontos (T1, T2 e T3), sendo dois coletores em cada ponto. Os coletores consistem em um cano de PVC de 75 mm/80 cm, fechados em ambas as extremidades e com pequenos orifícios em cada ponta para a entrada de material. Para a análise dos sedimentos depositados no amostrador, o período amostral foi de 2021 a 2022, dividido em 3 coletas (mix 1, mix 2 e mix 3).

5.2.3. Análises para discriminação das fontes de sedimentos

Todas as amostras foram secas ao ar e peneiradas, em peneiras com abertura de 2 mm afim de se obter a terra fina seca ao ar (TFSA). A composição granulométrica foi determinada pelo método da pipeta, conforme preconizado por Teixeira *et al.*, (2017). As análises geoquímicas foram submetidas a digestão com ácido nítrico (método EPA 3050B), sendo a digestão realizada em um micro-ondas da marca Anton Paar modelo Multiwave Go, por 9,5 minutos a 182°C, conforme procedimento estabelecido por USEPA 1998. E as leituras dos extratos foram obtidas usando um espectrômetro de emissão ótica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES) da marca Shimadzu modelo ICPE 9820. A determinação da dissolução seletiva do Fe e Mn através da extração com Ditionito de sódio, Citrato e Bicarbonato (DCB) foi conforme preconizado por Mehra & Jackson (1960).

A determinação da reflectância espectral das amostras de solo e do sedimento foi realizada com o uso do espectroradiômetro FildSpec 3 (Analytical Spectral

Devices, Boulder, USA). Este aparelho tem capacidade de amostragem no intervalo de 350 à 2500 nm e resolução espectral de 1 nm. Para a determinação

5.2.4. Análises de cor por espectrometria de reflectância difusa

A Commission Internationale de l'Eclairage (CIE) (1931) propôs os modelos para cálculo dos coeficientes de cor, para determinar medições de reflectância espectral na faixa de comprimento de onda visível (CIE 1931). Uma descrição dos coeficientes de cores é observada na Tabela 5.2. Os 15 coeficientes de cor foram calculados utilizando a abordagem descrita em Boudreault *et al.*, (2019), empregando R (Versão 4.4.1; R Core Team, 2024) e scripts de análise de cor em R (Koiter, 2021).

Tabela 5.2 - Descrição dos coeficientes de cor por reflectância espectral. Adaptado: Boudreault *et al.*, 2018.

Modelo	Parâmetro	Abreviatura
RGB	Vermelho	R
	Verde	G
	Azul	B
CIExyZ	Coordenada cromática x	x
	Coordenada cromática y	y
	Brilho	Y
CIEXYZ	Componente virtual X	X
	Componente virtual Z	Z
CIELAB	Função de luminosidade métrica	L
	Coordenada cromática oponentes escalas vermelho-verde	a^*
	Escalas azul-amarelas do oponente de coordenadas cromáticas	b^*
CIELUV	Coordenada cromática oponentes escalas vermelho-verde	u^*
	Escalas azul-amarelas do oponente de coordenadas cromáticas	v^*
CIELCH	Matiz CIE	c^*
	Croma CIE	h^*

Usando o sistema de cores CIE as diferenças nas cores são representadas por X,Y,Z, onde X e Z são componentes virtuais dos espectros primários e Y coordenadas de cromaticidade e brilho. Os valores de x e y contêm informações de saturação e matiz e especifique variações de cores do azul (B) ao verde (G) para vermelho (R). A cor RGB e coeficientes é calculada a partir da refletância espectral calculando a média dos dados de refletância correspondentes ao azul, bandas Landsat verdes e vermelhas (Martínez-Carreras et al. 2010). Os valores de cores RGB são transformados para o resto dos modelos de espaço de cores (por exemplo, CIE XYZ) usando métodos desenvolvidos por Viscarra Rossel *et al.*, (2006).

Por fim, após os valores serem transformados pelo modelo o coeficiente z deve identificar diferenças de cor entre amostras e é um componente virtual dos espectros primários, L o brilho ou luminância; e a^* , b^* , u^* e v^* representam as coordenadas de cromaticidade como escalas oponentes vermelho-verde e azul-amarelo (Viscarra Rossel *et al.*, 2006; Barthod *et al.*, 2015; Boudreault *et al.*, 2018). E os coeficientes c^* e h^* são transformações de a^* e b^* em coordenadas cilíndricas.

5.2.5. Seleção de traçadores e Modelagem de Distribuição de Fontes de Sedimentos

Após a determinação das características físicas e químicas do solo e do sedimento, os procedimentos de análise estatística são realizados para a construção da modelagem de identificação das fontes de produção de sedimentos, através do método *fingerprinting*. A avaliação, bem como a determinação da proporção de cada fonte, será realizada para cada ponto de coleta separadamente.

Desta forma, foi utilizado o software FingerPro v1.1 (Lizaga, 2018), de código aberto, que permite a aplicação do método de *fingerprinting* de forma mais eficiente e precisa. Onde a análise de variabilidade é avaliada seguindo a inferência frequentista clássica por meio do método de Monte-Carlo (Helton, 1994).

A fim de selecionar as melhores variáveis traçadoras, foi utilizado a técnica desenvolvida por Lizaga *et al* (2020), denominada método de consenso, que combina as previsões de modelos de traçador único para identificar rastreadores não conservadores e dissidentes. Dentro desse método foi calculado o Índice de

conservadorismo (CI) junto com um método de agrupamento para identificar grupos de traçadores com informações semelhantes e analisar suas correlações, acrescentado de uma função de pontuação entre rastreadores, em que o traçador que impede o consenso é descartado e é implementado como um ranking.

O conjunto de possíveis combinações de cada traçador é classificado através da distância euclidiana até o ponto perfeitamente equilibrado, utilizando diagramas ternários para avaliar o grau de conservadorismo. O princípio básico consiste em classificar as variáveis conforme a Tabela 5.3.

Tabela 5.3 - Princípios básicos do índice de conservadorismo

Traçadores	Características
Conservadores	Variáveis que mantêm relações estáveis entre fontes e a mistura, sendo ideais para análises de rastreamento.
Não Conservadores	Variáveis que apresentam maior dispersão ou desvios devido a processos externos, como reações químicas, transporte ou deposição diferencial.
Dissidentes	Variáveis que não seguem o padrão esperado e mostram maior variabilidade.

Já o consenso é simplesmente definido como a proporção dos resultados do número de participações em cada conjunto e um número de combinações perdidas, tendo como possíveis resultados entre 0 e 100. Um consenso baixo indica que um traçador está frequentemente em conflito com os outros grupos, enquanto um alto consenso representa um acordo frequente com o grupo. Assim como os resultados de ctsgeo, que se refere a um conjunto de dados representando as concentrações geoespaciais dos traçadores, onde cada observação corresponde a um valor específico de concentração de um traçador em diferentes amostras geográficas.

O FingerPro pode ser considerado como um conjunto de ferramentas, pois ele calcula diferentes funções: matriz de correlação das variáveis traçadoras; Análise de Componentes Principais (PCA), o teste de Kruskal-Wallis ($p=0.1$) e Análise de Função Discriminante Linear (LDA). Por fim, é utilizado uma função `unmix()` a qual

avalia a contribuição relativa de as fontes de sedimentos selecionadas para cada mistura no conjunto de dados, baseando-se nos traçadores selecionados e na modelagem estatística.

Segundo Lizaga (2020) o procedimento tenta encontrar as proporções de origem que conservam o balanço de massa para todos os traçadores. O mesmo descreve que todas as combinações possíveis de cada contribuição de fonte (0-100%) são examinadas em pequenos incrementos, usando amostragem de hipercubo latino (LHS) (McKay *et al.*, 1979). A qualidade de cada traçador é medida usando a seguinte função ou qualidade de ajuste (GOF), com base na soma dos quadrados do erro relativo:

$$GOF = 1 - \frac{1}{n} \times \left(\sum_{i=1}^n \left| b_i - \sum_{j=1}^m w_j a_{i,j} \right| / \Delta_i \right) \quad (5.1)$$

Onde:

Δ_i é o intervalo da propriedade do traçador i , usado como fator de normalização. As combinações que reproduzem a mistura de sedimentos são observadas com o GOF. Portanto, o GOF avalia a precisão das combinações de fontes, quantificando o erro relativo entre os valores observados e modelados, sendo essencial para garantir a validade dos resultados.

5.3. Resultados e discussão

Os primeiros resultados obtidos foram as propriedades geoquímicas das fontes e dos sedimentos, as quais foram obtidas utilizando o ICP (OES) e um total de 20 elementos foram encontrados (Al, As, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Ga, In, K, Li, Mg, Mn, Na, Ni, P, V e Zn). Além destes foram adicionados o Fe-DCB, Mn-DCB e o Carbono orgânico total, formando um conjunto de 23 propriedades geoquímicas.

O segundo conjunto de dados obtido é proveniente da análise das assinaturas espectrais de solo e sedimento. Foram obtidos 15 coeficientes referentes a cor do solo e do sedimento (X, Y, Z, x, y, u, v, l, a, b, h, c, B, G e R). Após a obtenção desses dois conjuntos de dados, foram realizadas análises estatísticas para avaliar a relação entre as variáveis e a discriminação das fontes de sedimentos.

5.3.1. Análise de Correlação e Comportamento das Variáveis

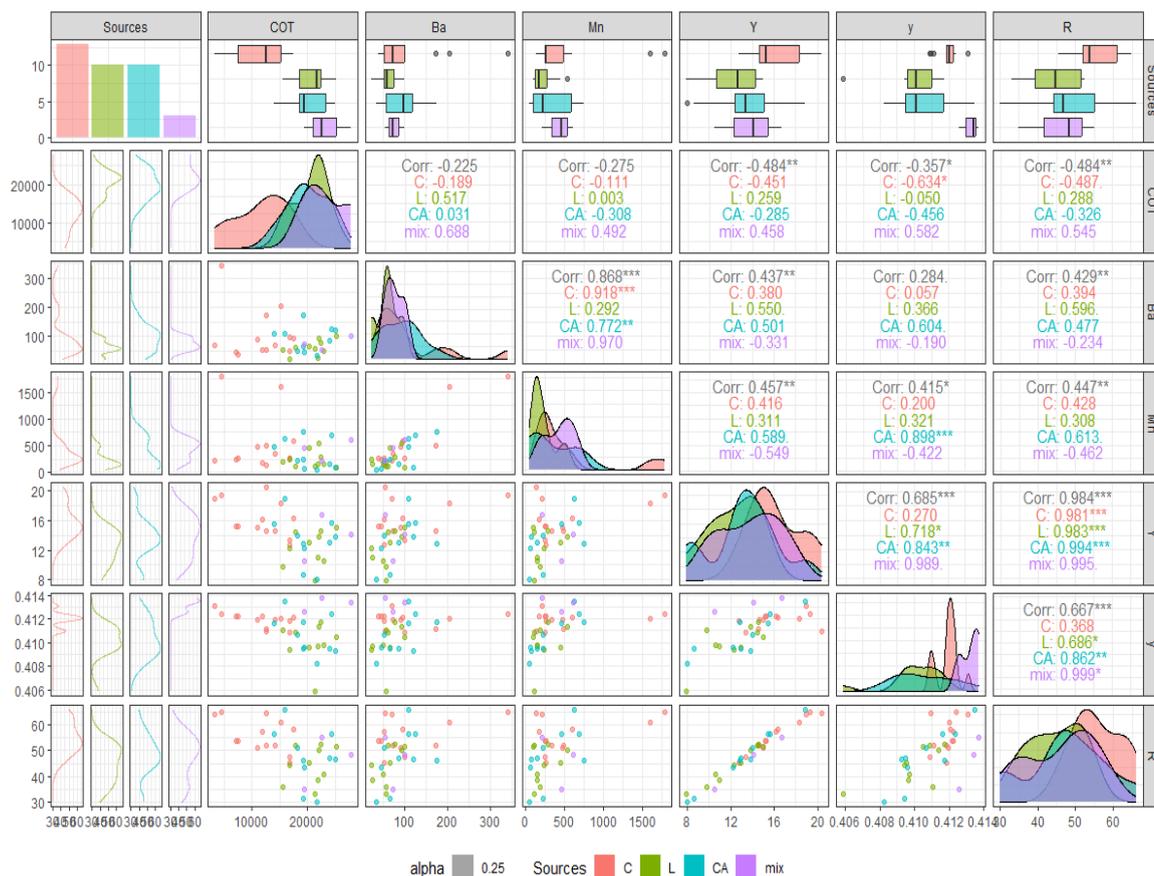
As propriedades geoquímicas são fundamentais para a identificação das fontes de sedimento devido à sua capacidade de atuar como assinaturas únicas de diferentes ambientes e processos geológicos. A espectroradiometria combinada com alguns métodos de modelagem multivariada, é utilizada para quantificar as propriedades espectrais ativas de amostras de solo. A cor do solo é influenciada por vários fatores, tais como matéria orgânica, condições de umidade, intemperismo químico e biológico.

Analisar a variação na cor do solo é uma prática crucial em estudos de solo e ciências ambientais devido à sua capacidade de fornecer informações valiosas sobre as condições e características do ambiente. A incorporação de múltiplas características distintivas, seja em um único conjunto ou em conjuntos diferentes, faz parte de uma abordagem composta de características distintivas que visa minimizar associações errôneas entre a fonte e o sedimento.

A compreensão das relações entre variações geoquímicas e espectrais é essencial para a identificação de fontes de sedimentos e a quantificação de suas contribuições em bacias hidrográficas. As propriedades geoquímicas, e a concentração de elementos traço, refletem a composição dos materiais de origem e processos de alteração, enquanto as características espectrais estão associadas à composição mineralógica e à matéria orgânica dos sedimentos. Neste estudo, embora tenham sido inicialmente avaliados 23 variáveis geoquímicas e 15 espectrais, foram selecionados apenas 6 para compor uma matriz de correlação.

Essa escolha foi guiada por critérios estatísticos, pela relevância ambiental, pedológica, e capacidade discriminatória, evidenciada pela diferenciação das assinaturas espectrais e químicas entre as fontes de sedimentos campo (C), lavoura (L), calha CA). A Figura 5.4 apresenta a Matriz de Correlação entre as variáveis geoquímicas (COT, Ba, Mn) e espectrais (Y, y, R), diferenciadas pelas assinaturas das fontes de sedimentos (C, L, CA e mix) para a área 1. Esse gráfico permite visualizar tanto as distribuições individuais das variáveis quanto as correlações bivariadas, auxiliando na identificação de padrões de associação.

Figura 5.4 - Matriz de correlação da Área 1, destacando as relações entre os elementos geoquímicos e variáveis espectrais



Fonte: Elaborada pelo autor (2025).

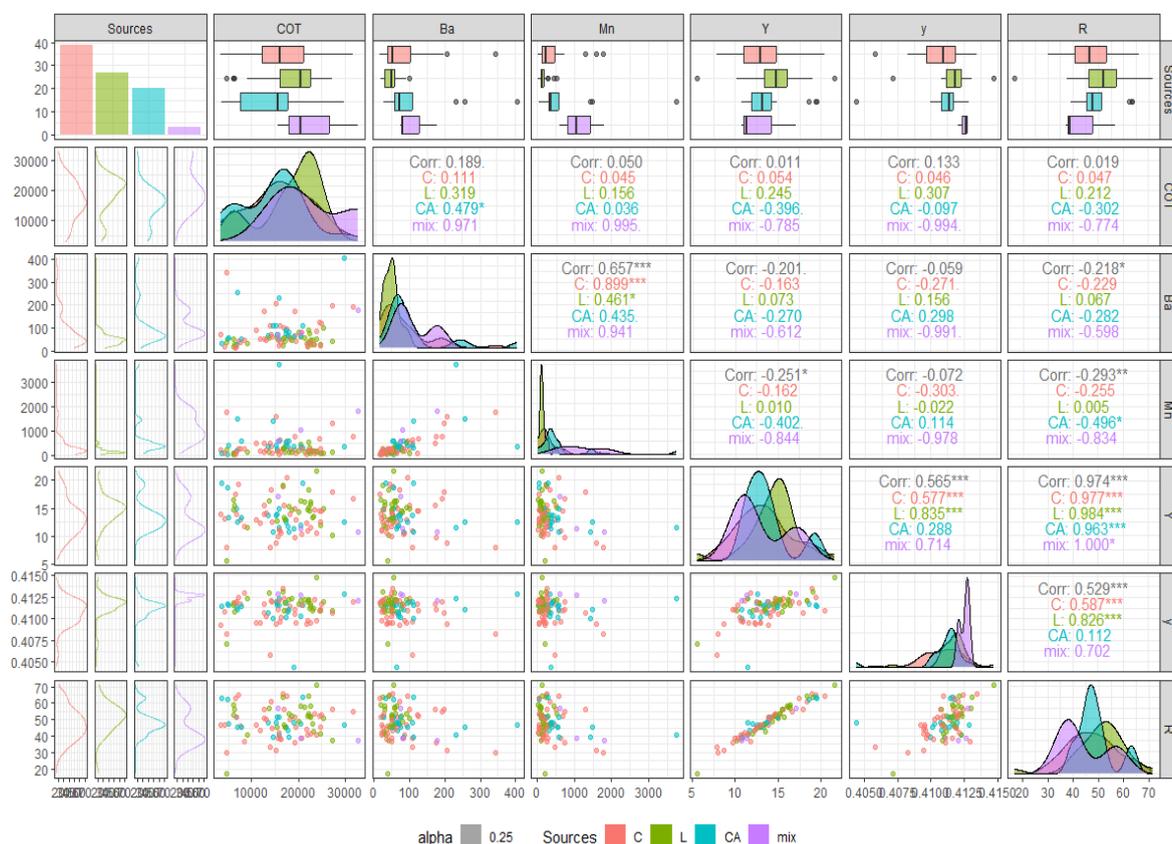
Dentre as correlações observadas, destaca-se a relação positiva e significativa entre os parâmetros espectrais Y e R $r = 0,984$, o que era esperado, dado que ambas as variáveis representam bandas espectrais próximas e, portanto, apresentam comportamentos semelhantes em resposta às propriedades dos sedimentos. Entre os elementos geoquímicos, destaca-se o Ba e Mn $r = 0,868$, essa relação é particularmente evidente quando associada aos sedimentos (mix) com uma correlação de $r=0,970$.

Portanto, com esses resultados observamos que esses elementos possuem um comportamento semelhante dentro do material sedimentar e esse padrão pode estar associado às características geoquímicas de cada elemento. Segundo Ebling (2022) o Mn, destaca-se pela sua ampla capacidade de adsorção de metais pesados,

influenciando a mobilidade e disponibilidade de outros elementos no ambiente sedimentar, já o Ba, é um metal alcalino terroso naturalmente presente no solo, que pode apresentar interações geoquímicas que favorecem sua associação com o Mn nos sedimentos. Deste modo, a forte relação observada na fonte "mix" pode ser utilizada como um indicativo da assinatura geoquímica dos sedimentos, auxiliando na discriminação das fontes e na aplicação do método *fingerprinting*.

A Figura 5.5 apresenta a matriz de correlação para a Área 2. Dentre as correlações mais expressivas para a área 2, destaca-se a forte relação entre o Ba e o Mn na fonte mix, com um coeficiente de $r=0,941$, assim como na área 1. Outro padrão relevante é a relação entre o COT e os elementos Ba e Mn na fonte mix. A correlação entre COT e Ba no mix é $r=0,971$, enquanto COT e Mn apresentam uma exibição ainda mais elevada de $r=0,995$, estabelecendo uma relação muito forte.

Figura 5.5 - Matriz de correlação da Área 2, destacando as relações entre os elementos geoquímicos e variáveis espectrais.

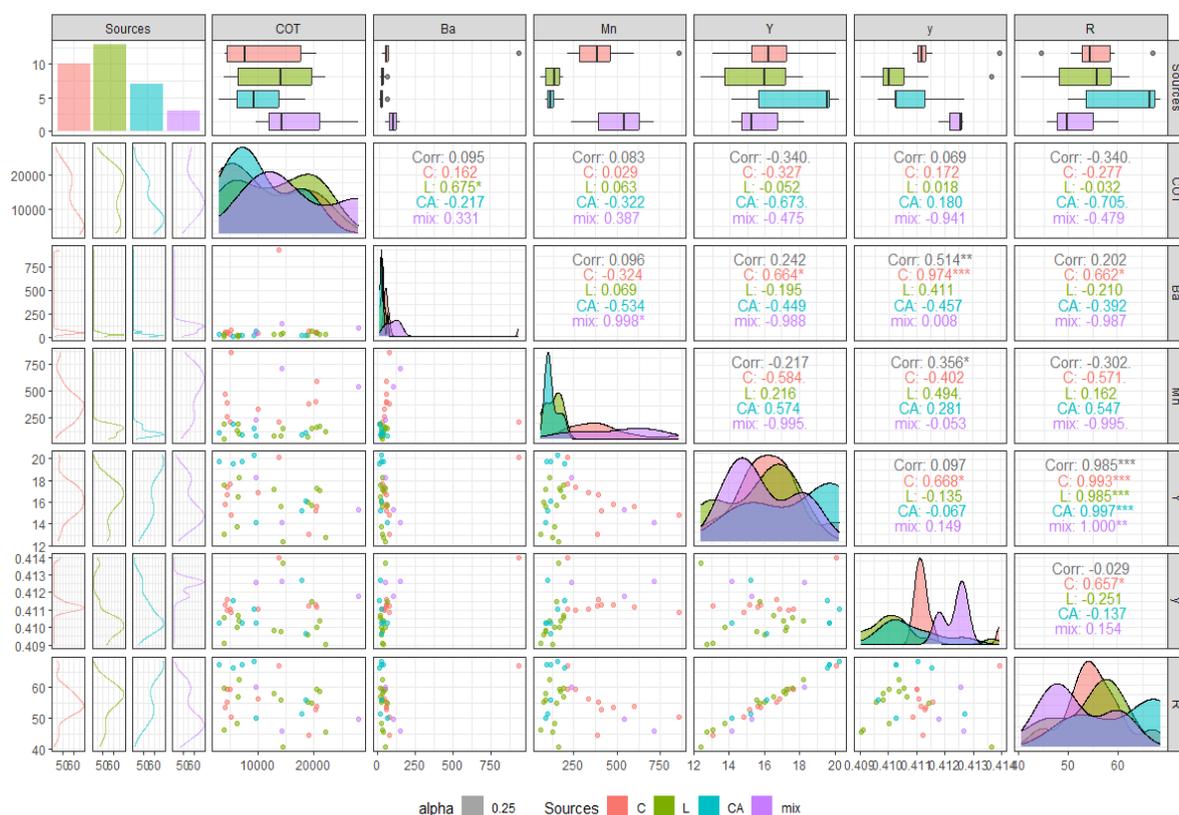


Fonte: Elaborada pelo autor (2025).

Isso sugere que o carbono pode influenciar a mobilidade e a retenção desses elementos nos sedimentos transportados, possivelmente devido à capacidade da matéria orgânica de complexar metais. Os resultados encontrados indicam que as variáveis R e Y possuem uma distribuição uniforme entre as diferentes fontes de sedimento, na lavoura a correlação foi de $r=0,984$, no campo de $r=0,974$, na calha de $r=0,963$.

Essas mesmas variáveis apresentaram uma correlação perfeita na amostra de sedimento com o $r=1$ o que sugere que não há grandes variações dessa variável entre os ambientes analisados. Esse resultado indica que a composição do mix reflete de maneira precisa as características das fontes avaliadas. Nesse contexto, a Figura 5.6 apresenta a matriz de correlação das variáveis para a Área 3, evidenciando as inter-relações entre as diferentes fontes.

Figura 5.6 - Matriz de correlação da Área 3, destacando as relações entre os elementos geoquímicos e variáveis espectrais.



Fonte: Elaborada pelo autor (2025).

Conforme apresentado na Figura 5.6, observa-se que para esta área a correlação mais forte as entre as variáveis espectrais Y e R $r = 0,985$, enquanto o COT apresenta uma correlação negativa com todas as bandas espectrais, especialmente em relação ao Y onde a correlação foi de $r = -0,340$, com valores semelhantes nas fontes individuais, no campo $r = -0,327$, na lavoura $r = -0,052$, na calha $r = -0,673$ e no mix $r = -0,475$.

Os resultados obtidos neste estudo para a área 3 mostram que o teor de COT tem uma baixa correlação com os parâmetros de cor, corroboram com aqueles apresentados por Ramon *et al.* (2020). Esse padrão sugere que, à medida que aumenta o teor de carbono orgânico, a refletância na banda tende a diminuir, possivelmente devido à absorção de radiação pela matéria orgânica. Segundo Pulley e Rowntree (2016) o COT pode criar uma fonte de erro nos índices de cor, especialmente quando há uma pequena diferença de cor entre as fontes potenciais.

A comparação entre as três áreas revela diferenças marcantes nas relações entre as variações geoquímicas (COT, Ba, Mn) e espectrais (Y, y, R), refletindo padrões distintos de contribuição e mistura das fontes. Essas observações indicam que os processos de transporte e deposição dos sedimentos não ocorrem de maneira uniforme ao longo da bacia, sendo influenciados por fatores como a dinâmica hidrossedimentar, características das fontes e condições ambientais locais.

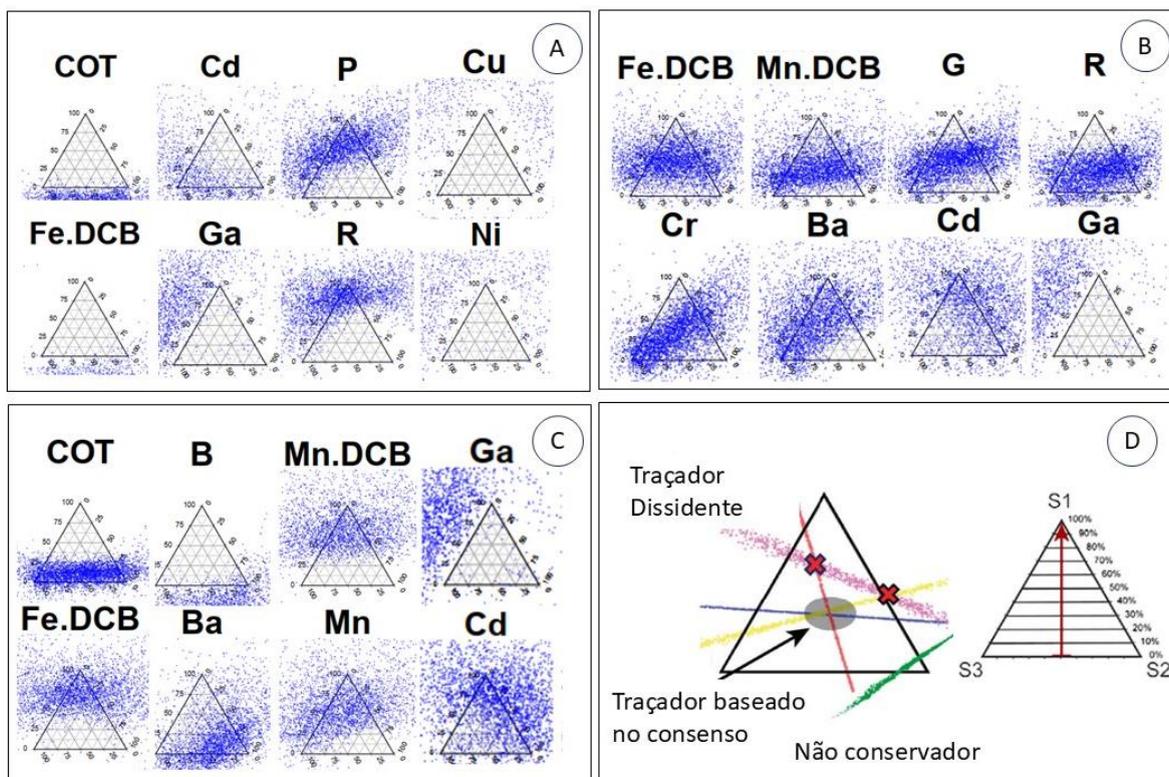
5.3.2. Índice de conservadorismo

A partir da análise do CI, foi possível classificar os traçadores em três categorias principais: altamente conservadores, moderadamente conservadores e menos conservadores. Para a área 1 os traçadores como COT e Fe.DCB, com índices de conservadorismo superiores a 90%, mostraram uma alta estabilidade ao longo das coletas, indicando um comportamento pouco afetado por variações ambientais. Em contraste, traçadores como Cd e Y, com índices mais baixos (menores que 80%), apresentaram maior variabilidade, sugerindo uma maior sensibilidade a mudanças nas condições ambientais.

A análise do CI foi complementada por representações gráficas utilizando diagramas de ternários, que ilustram a distribuição e as inter-relações dos traçadores no espaço bidimensional. A Figura 5.7, mostra os triângulos que representam a

distribuição dos traçadores nas amostras para a área 1, destacando a relação entre as variáveis e as concentrações relativas. E a tabela 5.4 apresenta os 12 traçadores analisados após a aplicação dos filtros para a área 1, com seus respectivos índices de conservadorismo (CI), tmp1 e cstgeo. É importante notar que, nos gráficos, os traçadores posicionados mais próximos das extremidades do triângulo são os mais conservadores, enquanto aqueles mais centrados indicam maior variabilidade.

Figura 5.7 - Diagramas ternários para a área 1



Fonte: Elaborada pelo autor (2025).

Com base na figura anterior, é possível identificar todas as previsões do comportamento dos traçadores em relação à estabilidade e confiabilidade para cada coleta de sedimento selecionada. De modo geral para a área 1 traçadores como Mn, Fe.DCB e COT, apresentam padrões bem definidos, indicando um comportamento estável ao longo do tempo.

Em contraste, traçadores como Cu, Ni e Zn, mostram maior dispersão, sugerindo variação influenciada por processos externos. Além disso, algumas

variáveis, como Cd e Ga, apresentam padrões de dispersão mais inconsistentes, o que pode indicar baixa confiabilidade desses elementos como traçadores.

Os valores mais altos de CI indicam maior estabilidade e menor influência de variações ambientais devido a processos físicos, químicos e biológicos, como o COT e o Fe-DCB. A variável B do modelo RGB demonstrou a maior confiabilidade entre as 15 variáveis de cor, alcançando uma pontuação de 85,9.

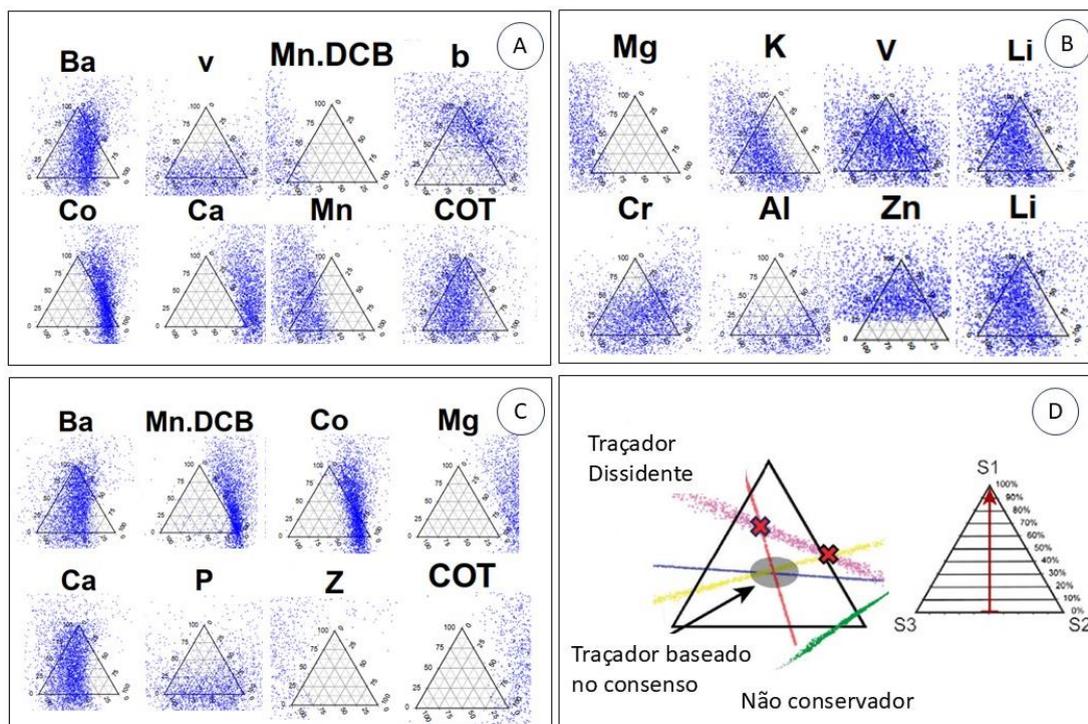
Tabela 5.4 - Desempenho dos traçadores para a área 1.

Traçador	Score	tmp1	Ctsgeo	Classificação Geral
COT	97,5	45,04	4,44E-16	Muito confiável
Fe.DCB	93,4	32,16	0,223896	Muito confiável
Z	86,2	15,16	0,1880685	Confiável
B	85,9	17,58	0,1849579	Confiável
Ba	84,6	37,80	0,0000000	Confiável
Co	83,0	12,24	0,1291527	Confiável
Mn.DCB	82,4	26,32	0,2070577	Moderadamente confiável
Mn	81,8	28,42	0,1635255	Moderadamente confiável
G	80,1	10,66	0,2583120	Moderadamente confiável
Cr	79,7	8,72	0,4167181	Moderadamente confiável
Cd	78,3	17,28	0,1464480	Menos confiável
Y	75,5	7,74	0,2804777	Menos confiável

Enquanto os valores mais baixos indicam maior sensibilidade a essas variações como é o caso do Cd e Y que tendem a sofrer alterações maiores durante o transporte e deposição dos sedimentos. Para os resultados da área 2 a Figura 5.8, representa a distribuição dos traçadores nas amostras.

Observa-se que os traçadores classificados como (Muito Confiáveis) apresentam distribuição mais homogênea, enquanto aqueles classificados como (Menos Confiáveis) possuem maior dispersão, indicando possível variabilidade nas condições ambientais ou interação com outros elementos presentes na matriz sedimentar. A baixa conservadoridade muitas vezes dos traçadores testados também pode estar associada a problemas de tamanho de partículas (Lacey *et al.*, 2017).

Figura 5.8 - Diagramas ternários para a área 2



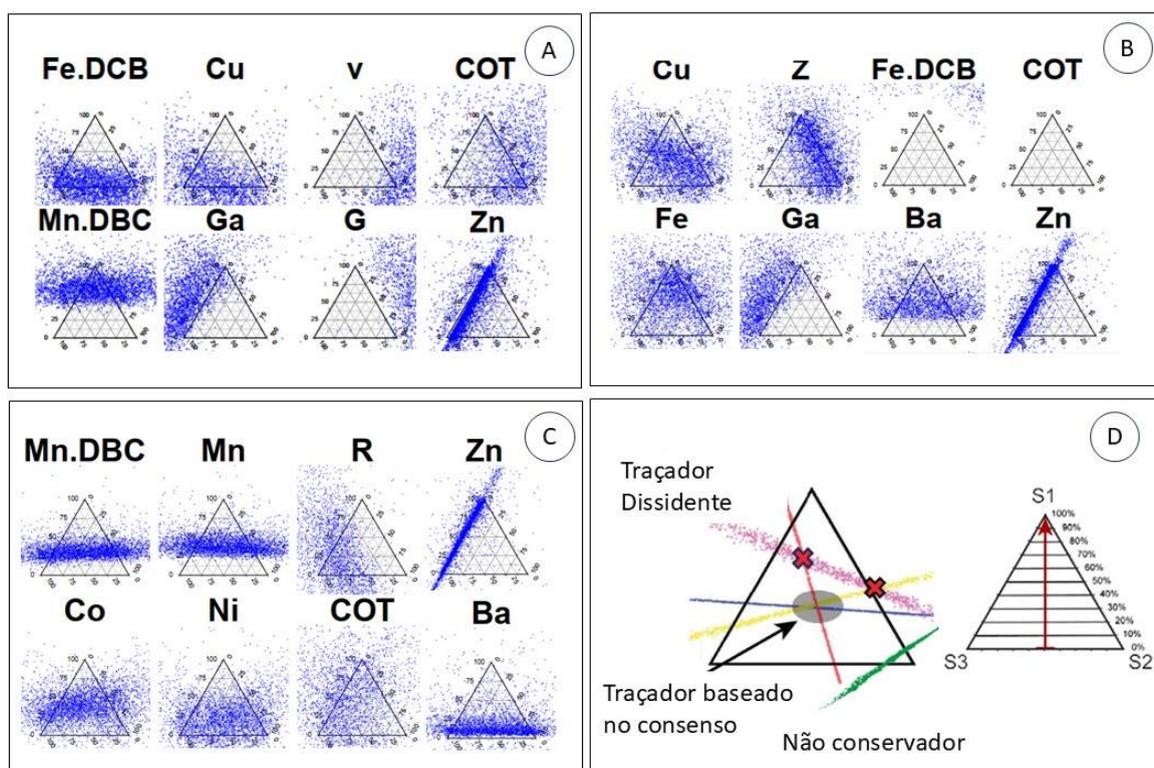
Fonte: Elaborada pelo autor (2025).

Tabela 5.5 - Desempenho dos traçadores para a área 2.

Traçador	Score	tmp1	Ctsgeo	Classificação Geral
Ba	94,5	44,66	1.665335e-16	Muito confiável
Ca	94,3	42,42	7.608676e-02	Muito confiável
Co	93,8	45,84	3.990795e-02	Muito Confiável
Mn.DCB	77,9	37,54	6.217426e-02	Menos Confiável
P	72,2	21,24	2.469376e-01	Menos Confiável
Mg	70,3	12,06	2.326903e-01	Menos Confiável
Ga	68,2	12,62	2.953973e-01	Menos confiável
v	64,1	5,72	3.885781e-16	Menos confiável
COT	60,9	5,64	2.420940e-01	Menos confiável
B	52,5	3,26	2.029476e-01	Menos confiável
In	50,4	11,20	7.110169e-02	Menos confiável
Mn	49,1	2,92	4.655058e-01	Menos confiável
Z	48,8	2,64	2.269374e-01	Menos confiável

Os resultados indicam que os elementos Ba, Ca e Co demonstram alta confiabilidade, com pontuações acima de 90. Enquanto traçadores como Mn e Z apresentam um desempenho menos confiável. Dessa forma, a seleção dos traçadores deve considerar não apenas os scores individuais, mas também a distribuição e comportamento dentro das amostras para garantir uma identificação robusta das fontes de sedimentos. Apenas três variáveis de cor, embora apresentando menor confiabilidade, com as seguintes ocorrências: v (64,1), B (52,5) e x (48,0), se destacaram, evidenciando seu potencial em comparação com as demais variáveis, apesar das menores variações de confiabilidade observadas. Para os resultados da área 3 a Figura 5.9, representa a distribuição dos traçadores nas amostras.

Figura 5.9 - Diagramas ternários para a área 3



Fonte: Elaborada pelo autor (2025).

Para a área 3 os elementos como Zn, Ba, Ga e In demonstraram maior confiabilidade, segundo os diagramas ternários, pois apresentaram padrões mais bem definidos e menos dispersão entre coletas. O Zn apresentou padrões bem definidos e alinhados nas três coletas, sugerindo uma forte associação com uma ou mais fontes específicas. Sua estabilidade ao longo das coletas indica que pode ser um dos traçadores mais confiáveis na diferenciação das fontes de sedimentos.

O Bário mostrou alinhamentos claros em A3.1 e A3.3, indicando forte relação com uma fonte específica. No entanto, em A3.2, sua distribuição foi mais dispersa, sugerindo a influência de múltiplas fontes de sedimentos. Isso indica que sua confiabilidade como traçador pode ser influenciada pelas condições de transporte e deposição dos sedimentos.

O Mn.DCB e o COT apresentaram confiabilidade intermediária, com padrões que variaram entre coletas. A diferença na eficiência dos traçadores pode estar relacionada à dinâmica dos sedimentos na bacia, incluindo processos de transporte, deposição e reações químicas que influenciam a disponibilidade dos elementos.

Tabela 5.6 - Desempenho dos traçadores para a área 3.

Traçador	Score	tmp1	Ctsgeo	Classificação Geral
Mn. DCB	95,9	43,74	1.110223e-16	Muito confiável
Co	95,1	42,46	3.199642e-02	Muito confiável
u	93,6	36,50	1.221245e-15	Muito confiável
Mn	92,8	43,52	3.804600e-02	Muito confiável
Ni	92,7	35,94	4.598735e-02	Muito confiável
Fe. DCB	91,3	35,76	1.276168e-01	Muito confiável
R	86,2	25,04	1.840805e-01	Confiável
COT	86,0	22,10	1.212663e-01	Confiável
K	84,2	24,04	8.720564e-02	Confiável
Al	83,8	31,24	2.269210e-02	Confiável
Cd	79,3	31,58	1.225414e-01	Moderadamente confiável
P	78,8	33,62	1.394612e-01	Moderadamente confiável
x	78,2	16,78	1.130286e-01	Moderadamente confiável
Li	77,9	17,90	1.001081e-01	Moderadamente confiável
Mg	77,4	23,90	1.225948e-01	Moderadamente confiável

O Mn.DCB destacou-se como o traçador de maior confiabilidade, com um Score de 95,9, seguido pelo Co com 95,1. O baixo valor de Ctsgeo associado a esses traçadores reforça sua robustez na modelagem. O desempenho dos traçadores "u" e "R" demonstraram que a colorimetria pode ser um indicador confiável na discriminação de fontes sedimentares. O índice "u" (CIELUV) fornece informações detalhadas sobre a presença de minerais de ferro e compostos orgânicos, enquanto o R (RGB) pode estar associado a variações na oxidação e no teor de matéria orgânica dos sedimentos.

Estes resultados indicam que esses parâmetros possuem um potencial significativo para aprimorar a precisão dos modelos de *fingerprinting*, contribuindo para a identificação robusta das fontes de sedimentos. O estudo de Goharrokhi *et al.*, (2022) apresenta diversas semelhanças com os resultados encontrados nesse estudo, especialmente no que diz respeito ao uso da impressão digital de sedimentos e à análise da contribuição de fontes utilizando traçadores geoquímicos e colorimétricos, seus resultados validam o uso dessa abordagem metodológica destacando a importância da colorimetria como ferramenta complementar na impressão digital de sedimentos.

5.3.3. Teste de Kruskal-Wallis (KW) e Função Discriminante (DFA)

Os resultados encontrados a partir do teste de KW são apresentados em tabelas com as três áreas juntas a fins de comparação dos resultados para a bacia como um todo. Na tabela 5.7, é apresentado os resultados para o teste de Kw para as propriedades geoquímicas.

O teste de Kruskal-Wallis para as propriedades geoquímicas revelou que apenas o elemento Mn extraído com DCB indica uma diferença estatisticamente significativa entre as três áreas da bacia hidrográfica. Por outro lado, os demais elementos mostraram valores de p-valor (KW) inferiores a 0.1 em pelo menos duas das três áreas, incluindo Ba, Co, Mn e Na.

Tabela 5.7 - Valores de Kw ($p=0.1$) para as propriedades geoquímica

Propriedades geoquímicas	Valores Kw ($p=0.1$)		
	Area 1	Area 2	Area 3
COT	0.0000	0.0023	0.4707
Fe-DBC	0.0583	0.2677	0.0080
Mn-DCB	0.0900	0.0000	0.0000
Al	0.4893	0.2147	0.2020
As	0.7720	0.4853	0.0127
Ba	0.4027	0.0017	0.0030
Ca	0.2133	0.0220	0.2240
Cd	0.6557	0.1873	0.0057
Co	0.4750	0.0033	0.0020
Cr	0.0407	0.2877	0.3943
Cu	0.5383	0.6017	0.1097
Fe	0.9030	0.0673	0.9630
Ga	0.1897	0.4730	0.0040
In	0.3320	0.2110	0.0117
K	0.6870	0.4290	0.3927
Li	0.7183	0.2460	0.4540
Mg	0.2020	0.0013	0.1703
Mn	0.2130	0.0000	0.0000
Na	0.3120	0.0000	0.0363
Ni	0.6650	0.1487	0.0360
P	0.0047	0.4370	0.1060
V	0.4257	0.5810	0.3940
Zn	0.4840	0.0807	0.3573

Para o Coeficiente de Cores o teste de KW indicou variações significativas em algumas variáveis, os resultados são apresentados na Tabela 5.8. Das 15 variáveis de colorimetria, as variáveis y e h apresentaram um valor de p menor que 0.1 nas três áreas, isso sugere que existe uma diferença estatisticamente significativa entre as médias dessas variáveis em cada uma das três áreas da bacia hidrográfica. Essa diferença é tão consistente que mesmo com um nível de significância ligeiramente mais permissivo ($p < 0.1$ em vez de $p < 0.05$), ainda há evidências suficientes para rejeitar a hipótese nula de que não há diferença entre as médias das variáveis y e h nas três áreas. Deste modo se considera que as variáveis y e h variam de maneira significativa em diferentes áreas da bacia hidrográfica.

Tabela 5.8 - Valores de Kw ($p=0.1$) para os coeficientes de cores

Coeficiente de cores	Valores Kw ($p=0.1$)		
	Area 1	Area 2	Area 3
X	0.0060	0.0333	0.2497
Y	0.0060	0.0213	0.2613
Z	0.0190	0.0610	0.3160
x	0.7733	0.6630	0.3897
y	0.0037	0.0117	0.0760
u	0.6063	0.5310	0.1053
v	0.2473	0.2177	0.0783
l	0.0060	0.0213	0.2607
a	0.7503	0.5293	0.1053
b	0.6950	0.5747	0.1193
h	0.0020	0.0140	0.0153
c	0.7277	0.5903	0.1190
B	0.0157	0.0400	0.2890
G	0.0060	0.0233	0.2680
R	0.0143	0.0270	0.2183

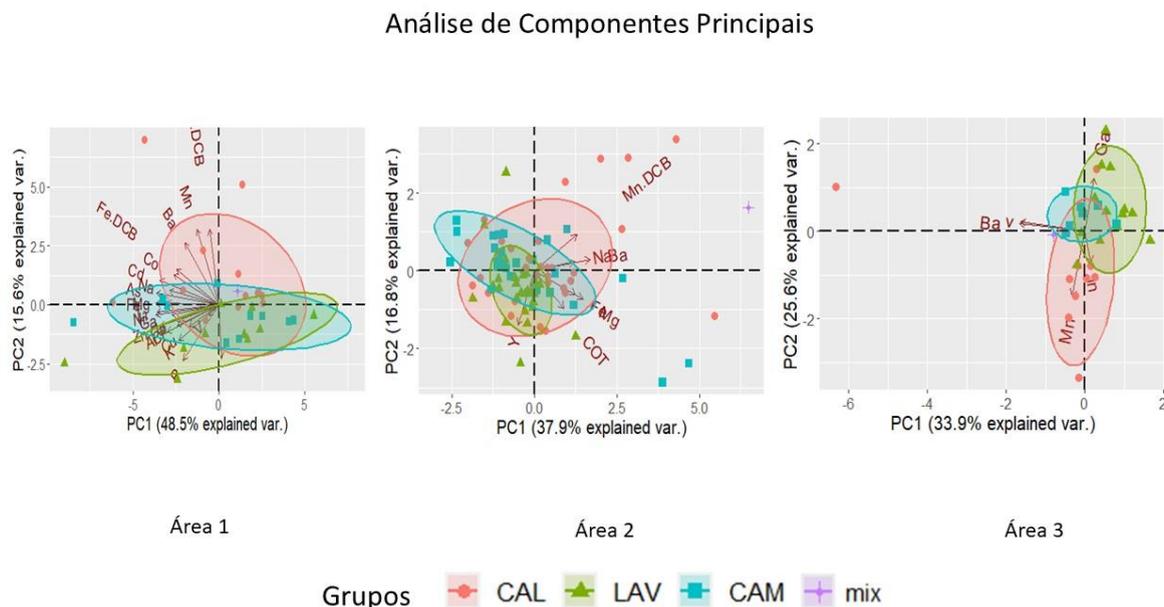
As propriedades que passaram no teste H de Kruskal-Wallis foram inseridas no DFA para selecionar uma assinatura composta final para discriminação de fonte usando a minimização do Wilks lambda como um procedimento de seleção gradual (Collins *et al.*, 1997), o qual é comumente aplicado dentro do pacote do FingerPro, como parte da análise de variância multivariada, conhecida como análise de função discriminante (DFA).

Este teste foi utilizado para avaliar a significância estatística das diferenças entre os grupos em um conjunto de variáveis dependentes (multivariadas). Assumindo que as variáveis em questão têm distribuições normais multivariadas em cada fonte (calha, lavoura e campo) e que as covariâncias são iguais entre as fontes.

Com esses traçadores, foi realizada a Análise de Componentes Principais (PCA) para reduzir a dimensionalidade dos dados e identificar padrões na

variabilidade entre as fontes. A PCA permitiu visualizar a distribuição das amostras no espaço multivariado, evidenciando a separação e possíveis sobreposições entre os grupos, além de destacar os traçadores mais relevantes nas fontes (Figura 5.10). Já os resultados da análise discriminante linear (DFA) aplicada para às três áreas destacam padrões diferenciados entre elas, e são apresentados na Figura 5.11.

Figura 5.10 - Análise de Componentes Principais (PCA) dos traçadores: a) área 1; b) área 2 e c) área 3.

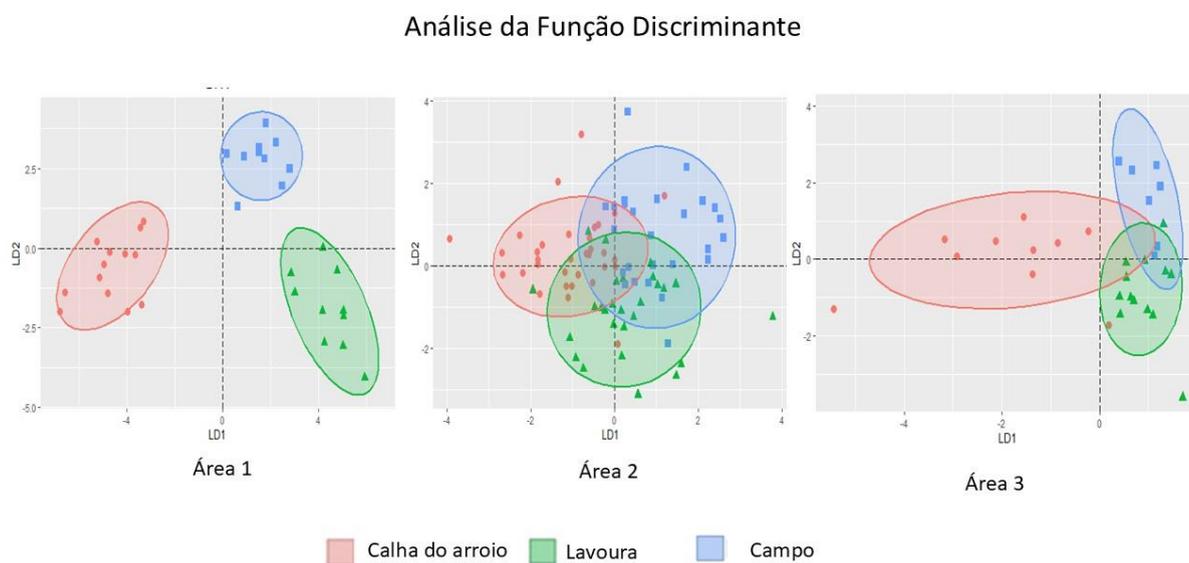


Fonte: Elaborada pelo autor (2025).

Os resultados indicam diferenças na distribuição dos traçadores entre as áreas, refletindo a heterogeneidade na composição dos sedimentos e nos processos erosivos atuantes. Observou-se que nas três PCA traçadores como Mn.DCB, Fe.DCB, COT e metais aparecem como variáveis importantes para a separação das fontes. Pois apresentam forte associação com a fonte C, enquanto outros traçadores se distribuem de forma diferenciada entre as demais fontes.

Para a área 1 ocorre uma sobreposição entre os grupos azul (CA) e verde (L), a área 2 apresenta o mesmo comportamento, porém os pontos parecem mais dispersos. Já para a área 3, a separação entre as fontes fica mais evidente, especialmente entre os grupos vermelho (C) e verde (L), indicando que os traçadores utilizados nesta análise tiveram um impacto maior na distinção entre as fontes.

Figura 5.11 - Análise discriminante DFA a) Area 1; b) Area 2 e c) Area 3



Fonte: Elaborada pelo autor (2025).

Notavelmente, a área 1 demonstrou uma clara e consistente separação das fontes nos quadrantes do gráfico, o que indica uma eficiente distinção baseada nos elementos químicos e coeficientes de cor analisados. Destacando a heterogeneidade potencial das fontes nessa área. Em contrapartida, as outras duas áreas exibiram padrões de agrupamento, com algumas sobreposições e pontos mais esparsos.

Essas discrepâncias indicam variações significativas na distribuição das variáveis nas diferentes áreas, com implicações diretas na interpretação das características distintivas de cada fonte. Essas divergências entre as áreas ressaltam a importância de uma abordagem contextualizada na interpretação dos resultados em diferentes regiões da bacia hidrográfica.

Esses resultados sugerem que a combinação de informações da geoquímicas e de colorimetria pode ser altamente informativa na identificação das fontes de sedimento, fornecendo uma base sólida para análises mais aprofundadas e aplicações práticas. Após os testes estatísticos de KW e DFA o conjunto de variáveis traçadoras para cada área encontrado foi diferente.

Para a área 1 a única variável traçadora foi o Carbono Orgânico Total (COT). Para a área 2 o conjunto de variáveis traçadoras foi (COT, Mn.DCB, Ba, Fe, Mg, Na e Y) e para a área 3 foi (Ba, Ga, In, Mn e v). Portanto, foi possível constatar que o Carbono Orgânico Total (COT) pode ser considerado uma variável traçadora relevante na identificação das fontes de sedimento na maior parte da bacia hidrográfica, uma vez que foi selecionado em duas das 3 áreas, especificamente nas áreas 1 e 2.

Além disso, observou-se que o Ba e Mn também aparece em duas das 3 áreas, o que pode ser em função de Ba e Mn que têm mobilidade limitada porque são facilmente precipitados como sulfatos e carbonatos. O Ba e Mn podem ser fortemente absorvido por minerais argilosos (Lizaga, *et al.*, 2020). Essas descobertas sugerem que tanto o COT quanto o Ba e Mn possuem potencial para servir como traçadores importantes na análise das fontes de sedimento através do método de *fingerprinting*.

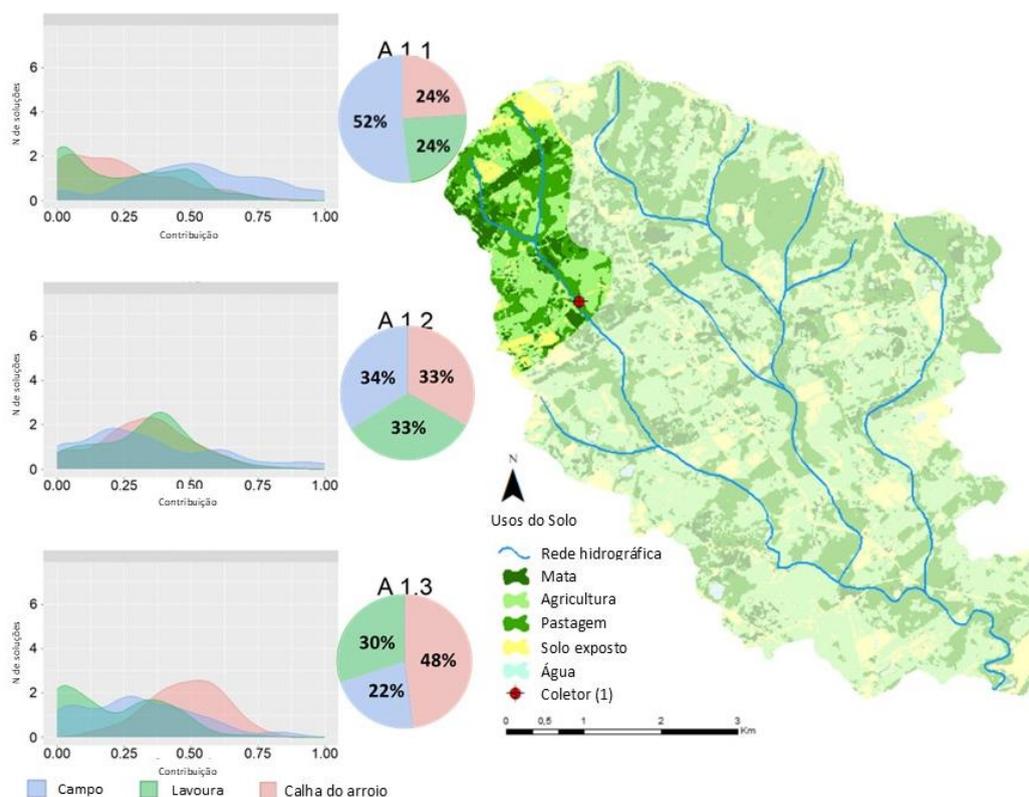
Em muitos estudos de impressão digital de sedimentos, os sedimentos são coletados apenas na saída da bacia hidrográfica e as conclusões baseadas em essas amostras nas fontes de sedimentos são então frequentemente estendidas a toda a bacia hidrográfica. No entanto, pode haver uma desconexão significativa na cascata de sedimentos entre a cabeceira e a saída de uma bacia hidrográfica (Koiter *et al.*, 2013).

Portanto, é crucial realizar coletas de sedimentos em toda a extensão da bacia hidrográfica para obter uma compreensão abrangente e precisa das fontes de sedimentos ao longo do curso d'água. Isso permite uma avaliação mais precisa dos processos de erosão, transporte e deposição ao longo de diferentes segmentos da bacia, fornecendo uma base sólida para o desenvolvimento de estratégias eficazes de gestão e conservação dos recursos hídricos.

5.3.4. Discriminação de fontes e contribuições de fontes de sedimentos

A análise das proporções das fontes, que foi realizada por área e por coleta de sedimento, portanto durante a análise dos resultados, observamos que, na área 1, as proporções das fontes foram consistentes nas três coletas, indicando uma estabilidade nos padrões identificados. A Figura 5.12 apresentam graficamente as variações nas proporções das fontes na área 1 ao longo das três coletas.

Figura 5.12 - Contribuição das Fontes na área 1 por coleta



Fonte: Elaborada pelo autor (2025).

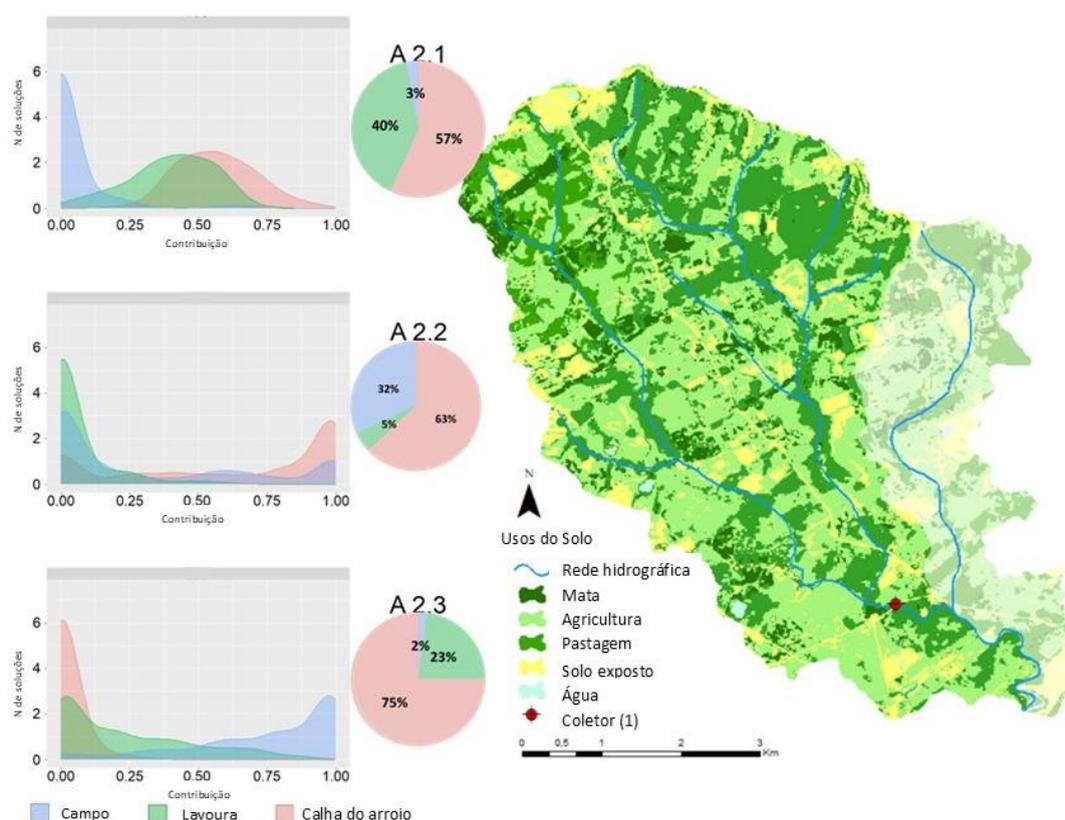
No entanto, notamos uma diferença significativa na segunda coleta, onde a proporção das fontes foi muito próxima entre si (calha 33%, lavoura 33% e campo 34%), sugerindo uma possível variação na qualidade ou na captura das impressões digitais nesse momento específico. De modo geral para a área 1 observou-se uma crescente contribuição da fonte calha da primeira a terceira coleta, onde a primeira foi de 24%, a segunda de 33% e a terceira de 48%. Já a fonte campo de 52% para 30%. No contexto da perda de solo e processos erosivos, a variação das contribuições das fontes ao longo de um ano (o intervalo aproximado entre as 3 coletas), é especialmente relevante. Essa mudança substancial pode indicar uma possível influência dessas práticas de uso da terra na intensificação dos processos erosivos e na consequente perda de solo durante o período analisado.

Na área 2, observou-se uma predominância significativa da fonte calha. Nas duas primeiras coletas os valores para a fonte “calha” foram consistentemente altos, com 57% e 63%, respectivamente, indicando sua predominância nesses períodos.

No entanto, na última coleta, observou-se uma mudança significativa, com a fonte campo apresentando uma predominância de 73%, sugerindo uma alteração na dinâmica de transporte de sedimentos ao longo do tempo.

A Figura 5.13 mostra a variação das proporções das fontes de sedimentos ao longo das diferentes coletas na área 2. Nas duas primeiras coletas a contribuição pode ser atribuída ao fenômeno de exportação dos sedimentos durante algum evento de cheia, a primeira coleta ocorreu em um mês com baixa precipitação, porém os 2 meses que antecederam a ela apresentaram um volume de precipitação mensal, com mais de 250 mm acumulados em cada mês.

Figura 5.13 - Contribuição das Fontes na área 2 por coleta



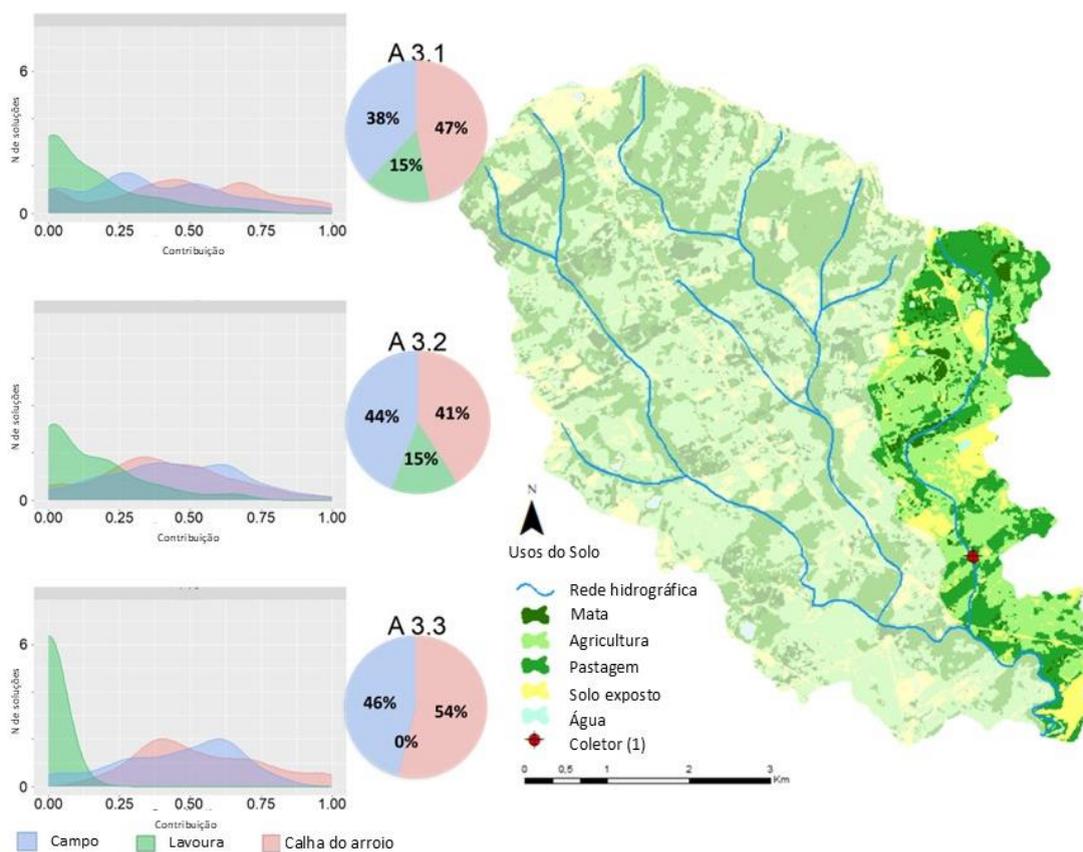
Fonte: Elaborada pelo autor (2025).

Durante esses eventos, a maior parte dos sedimentos é mobilizada e transportada, contribuindo para a elevada proporção da fonte calha nos sedimentos coletados. Assim, durante períodos de cheias, essa fonte torna-se predominante devido à sua contribuição aumentada para o sistema de transporte de sedimentos, contribuição do leito do canal pode ser mais significativa devido à sedimentação

gradual dos materiais no leito. Além disso, a alteração na contribuição do leito do canal na última coleta ressalta a dinâmica entre as fontes de sedimentos e as mudanças na contribuição antes e depois dos eventos de cheias destaca a complexidade dos processos de transporte de sedimentos.

Já a área 3, em suas três coletas consecutivas, demonstrou consistentemente a importância da fonte calha, corroborando com estudos anteriores que identificaram essa fonte como significativa para o transporte de sedimentos. Os resultados mostraram que fonte calha contribuiu com 47%, 41% e 54% do total de sedimentos coletados nas três coletas, respectivamente. Essa consistência reforça a relevância da fonte calha na dinâmica de transporte de sedimentos na área estudada. Na figura 5.14 observa-se a variação das proporções das fontes de sedimentos ao longo das diferentes coletas nesta área.

Figura 5.14 - Contribuição das Fontes na área 3 por coleta



Fonte: Elaborada pelo autor (2025).

Para Hakimkhani *et al.* (2009) a bacia hidrográfica de Pouldasht Makoo mostrou que as margens dos rios podem ser a principal fonte de sedimentos com 69,4% de contribuição. Norasti *et al.* (2014), também encontrou a fonte calha como a fonte mais importante de sedimentos na sua área de estudo com uma média relativa de 68%, seguido por áreas de campo/pastagens de 26% e a fonte com menor contribuição foi de pomares com 12,9%.

Já Karimi *et al.* (2024) mostraram que as margens dos riachos ao longo do rio (no período de águas baixas) e as pastagens (no período de águas altas) foram as principais fontes de sedimentos suspensos e de leito na sua bacia hidrográfica, com contribuições de 86,2% e 47,5% respectivamente. Portanto, os resultados encontrados neste estudo corroboram com essas pesquisas pelo fato que para a área 3 a fonte calha foi a principal fonte de contribuição para as 3 coletas, seguida da fonte campo com uma crescente em sua contribuição de 38%, 44% e 46%.

A análise da contribuição das diferentes fontes de sedimento revelou variações significativas ao longo das três coletas por área de coleta, então a fim de representar a contribuição total na bacia hidrográfica, foram também analisados os valores de média das fontes por coleta para a bacia inteira. Na primeira coleta, a fonte calha representou 42,7% do total de sedimentos, enquanto o campo e a lavoura contribuíram com 31,0% e 26,3% respectivamente. Na segunda coleta, a contribuição da fonte calha aumentou para 45,7%, o campo aumentou para 36,7% e a lavoura diminuiu para 17,7%. Já na terceira coleta, a fonte calha apresentou uma contribuição de somente 34,7% do total de sedimentos, enquanto campo 50,3%, e a lavoura 15,0%. Observou-se que a fonte lavoura foi a que menos contribuiu em todas as áreas.

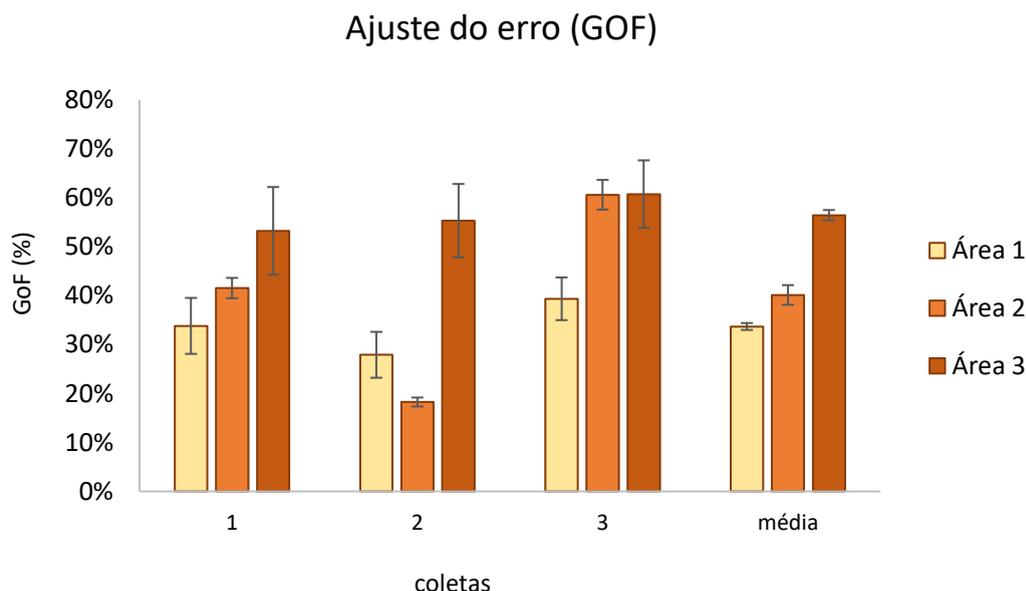
Esse fenômeno pode ser atribuído a diversos fatores, tais como a escassa cobertura vegetal e a presença de solos mais degradados em áreas específicas da bacia hidrográfica, que são identificadas como as mais suscetíveis à erosão. Vale ressaltar que essas fontes apresentam diferenças significativas em suas propriedades de estudo, o que pode ter influenciado suas contribuições relativas na bacia.

5.3.5. Desempenho do modelo

Para a avaliação do desempenho do modelo usamos a qualidade do ajuste (GOF; Motha *et al.*, 2003; Collins *et al.*, 2012). Segundo Palazón (2015), dependendo da natureza ou das características de variabilidade das fontes e amostras de mistura, o estabelecimento de um limite do valor GOF poderia resultar em estimativas das contribuições das fontes com base em diferentes números de soluções possíveis. Deste modo, o pacote do Fingerpro, gera soluções classificadas por GOF, sendo a solução ótima calculada a partir das 100 soluções que melhor se ajustaram às impressões digitais de origem para corresponder a 0,01% das iterações geradas ($n = 101$).

Corroborando com o estudo de Palazón (2015) a solução ótima para cada mistura de amostra virtual foi caracterizada pela contribuição média ponderada da fonte, pelo desvio padrão e pelo menor valor de GOF para todas as coletas de sedimento e uma média para a bacia hidrográfica como um todo. A Figura 5.15 apresenta os valores obtidos para três áreas distintas (Área 1, Área 2 e Área 3) em diferentes coletas, além da média geral e desvio padrão.

Figura 5.15 - Ajuste do erro (GOF) para o modelo proposto



Fonte: Elaborada pelo autor (2025).

Os resultados evidenciaram que as Áreas 1 e 2 apresentaram valores relativamente baixos em algumas coletas, o que pode indicar maior dificuldade na discriminação das fontes de sedimentos nessas localidades. A Área 1 apresentou menor variabilidade nas barras de erro, diminuindo configurações mais consistentes do modelo. No entanto, o fato de que apenas uma variável traçadora (COT) foi selecionada para essa região podendo ter limitado a precisão do modelo, uma vez que a distinção entre as fontes depende de um número adequado de traçadores com elevado poder discriminatório. Já a Área 2, com um conjunto mais amplo de variáveis traçadoras (COT, Mn.DCB, Ba, Fe, Mg, Na e Y), apresentou um equilíbrio entre ajuste do modelo e variabilidade dos resultados. Dessa forma, a interpretação dos valores do GOF deve ser realizada conjuntamente com a análise da incerteza associada.

Em contrapartida, Área 3 apresentou os maiores valores de GOF em todas as coletas, indicando que o modelo de impressão digital conseguiu representar de forma mais precisa a contribuição dos sedimentos dessa região. Significando que as fontes de sedimento foram bem representadas pelos traçadores escolhidos. Porém, quando analisamos as barras de erro, observamos uma variabilidade no ajuste do modelo, nas coletas 1 e 3 da Área 3, indicando uma maior incerteza nas estimativas do modelo para essas amostras. Esse comportamento pode estar relacionado à heterogeneidade espacial dos sedimentos ou à sobreposição de assinaturas geoquímicas, dificultando a diferenciação precisa entre as fontes nessas coletas.

A média geral para as três áreas, considerando a média de cada uma delas, foi de um GOF médio de aproximadamente 43% para toda a bacia hidrográfica. Essa média sugere um desempenho moderado para o modelo neste estudo, visto que, de acordo com estudos de (Chen *et al.*, 2019; Lizaga *et al.*, 2020; Karimi *et al.*, 2022; Mohammadi *et al.*, 2023; Ghaderi *et al.*, 2025) um índice GOF superior a 60% é indicativo de um modelo confiável.

5.4. Conclusões

Este estudo demonstrou a abordagem da impressão digital para identificar e quantificar as fontes de sedimentos na bacia hidrográfica do Arroio Epaminondas.

A aplicação do modelo de mistura FingerPro v1.1, aliada às análises geoquímicas, espectrais e de dissoluções seletivas, revelou uma significativa

variação espacial e temporal na origem dos sedimentos. Os traçadores utilizados, como Carbono Orgânico Total (COT), elementos geoquímicos (Fe e Mn) e coeficientes de cor, demonstraram elevado potencial discriminatório. As análises indicaram que a calha do arroio representa a principal fonte de sedimentos ao longo da bacia, seguida por contribuições variáveis das áreas de lavoura e campo.

O desempenho do modelo apresentou um índice médio de ajuste (GOF) de 43%, considerado moderado, o que sugere que melhorias na seleção de traçadores podem aumentar a acurácia dos resultados. Além disso, a variabilidade natural da composição dos sedimentos pode ter influenciado a precisão do modelo, especialmente devido à semelhança composicional entre algumas fontes. Deste modo, as fontes de sedimentos podem apresentar composições muito semelhantes, dificultando a distinção. A incorporação de traçadores espectrais demonstrou ser promissora, com alguns coeficientes de cor apresentando boa capacidade discriminatória.

Com base nos resultados obtidos, diversas descobertas podem ser exploradas para aprimorar a precisão e a aplicabilidade do método de impressão digital na identificação das fontes de sedimentos em bacias hidrográficas. A incorporação de novos traçadores, como biomarcadores, suscetibilidade magnética e mineralogia, pode fornecer informações complementares sobre a proveniência dos sedimentos, aumentando a robustez da discriminação das fontes.

Da mesma maneira como a ampliação do período de coleta, abrangendo diferentes condições hidrológicas e sazonais, pode permitir uma compreensão mais aprofundada da dinâmica de transporte e deposição dos sedimentos ao longo do tempo. Essas abordagens podem aprimorar a eficácia do método *fingerprinting* como ferramenta para a gestão integrada dos recursos hídricos, subsidiando estratégias mais assertivas de mitigação da erosão.

6. Capítulo 3 - Aplicação de Modelos de Mistura na Identificação de Fontes de Sedimentos com Técnicas Não Destrutivas em uma Bacia Hidrográfica Agrícola do Sul do Brasil

6.1. Introdução

A modelagem de sedimentos em bacias hidrográficas desempenha um papel crucial na compreensão dos processos erosivos e na identificação das fontes de sedimentos, especialmente em regiões agrícolas onde o manejo inadequado do solo pode acelerar a degradação ambiental. No Brasil, embora estudos sobre a dinâmica sedimentar sejam realizados em grandes bacias hidrográficas, a aplicação dessa modelagem em pequenas bacias ainda é incipiente, apesar de sua importância para a gestão ambiental local e regional. O processo de erosão do solo e o transporte de sedimentos são amplamente considerados como ameaças globais aos serviços ecossistêmicos essenciais para meios de subsistência e desenvolvimento sustentáveis.

Segundo Miguel *et al.*, (2014), a erosão hídrica é a principal responsável pela redução da capacidade produtiva dos solos bem como assoreamento dos corpos d'água e poluição dos mesmos. O controle da erosão e a conservação das funcionalidades hidrológicas do solo são essenciais para atender a demanda na produção de alimentos, bem como para manter a qualidade dos recursos hídricos (Didoné *et al.*, 2015; Merten *et al.*, 2015). Tiecher *et al.*, (2017) afirmam que, no Brasil, a erosão do solo é considerada o principal fator de degradação do solo em áreas agrícolas.

A técnica de *fingerprinting* de sedimentos tem se destacado como uma abordagem eficiente para identificar as fontes de sedimentos entregues aos cursos de água. Esse método baseia-se na premissa de que diferentes áreas de contribuição possuem características distintas que podem ser usadas como “impressões digitais” para rastrear a origem dos sedimentos. Uma variedade de técnicas de traçadores químicos e físicos têm sido usadas para investigar as fontes de sedimentos e nutrientes para os sistemas fluviais.

Todas essas técnicas de rastreamento envolvem a medição de um ou mais parâmetros que fornecem uma impressão digital para distinguir uma fonte de

sedimento de outra. Os métodos de seleção de traçadores baseiam-se em informações das fontes para determinar a capacidade do traçador de diferenciar fonte de sedimentos.

Dentre os estudos desenvolvidos ao longo dos anos de acordo com Walling (2013), a aplicação de traçadores geoquímicos fornece informações sobre as fontes de sedimentos e seu transporte pelos canais fluviais, indicando as fontes de sedimentos devido as características geoquímicas próprias de cada fonte. A geoquímica de sedimentos tem sido amplamente utilizada desde então para identificar as fontes espaciais de sedimentos entregues aos cursos de água e pode ser combinada com outras técnicas.

A aplicação em larga escala da técnica de impressão digital de sedimentos requer um grande número de análises químicas, que têm um custo significativo e são relativamente demoradas. Uma das principais limitações na modelagem de sedimentos é a escassez de amostras, especialmente em pequenas bacias hidrográficas, onde a deposição de sedimentos pode ser limitada e sazonal.

Os estudos iniciais foram realizados com base em um único traçador (Walling *et al.*, 1979), a inclusão de modelos de mistura quantitativa permitiu discriminar mais de duas fontes com o conseqüente aumento do número de traçadores (Walling *et al.*, 1993; Zhang e Liu, 2016), e o número mínimo de traçadores necessários para aplicar um modelo de mistura, no caso de três fontes, dois traçadores independentes são necessários. A contribuição de cada fonte é estimada usando um modelo de mistura multivariada linear (Lizaga *et al.*, 2020), a seleção de traçadores depende das informações das fontes para determinar a capacidade do traçador de diferenciar fontes de sedimentos.

Nesse contexto, o uso de metodologias limpas e técnicas não destrutivas, como espectrorradiometria, suscetibilidade magnética (SM), e a espectrometria de fluorescência de raios X (XRF), desempenha um papel fundamental na otimização da análise dos dados. A combinação dessas técnicas possibilita uma análise mais detalhada da composição química dos sedimentos, o que contribui para uma modelagem de mistura mais precisa e uma identificação mais refinada das fontes de produção de sedimentos

A espectroscopia de reflectância (espectrorradiometria) na faixa do visível e infravermelho próximo (Vis-NIR) tem sido frequentemente aplicada em análises de solo e demonstrou sua aplicabilidade para prever com precisão o Carbono Orgânico Total (COT) e uma variedade de outras propriedades do solo nos últimos anos (Ben Dor *et al.*, 2015, Nocita *et al.*, 2015, Viscarra Rossel *et al.*, 2016). A espectrorradiometria pode efetivamente caracterizar o solo, pois as medições espectroscópicas são rápidas, precisas e baratas, os espectros codificam informações sobre a composição inerente do solo, que compreende minerais, compostos orgânicos e água (Viscarra Rossel *et al.*, 2016).

Segundo Dotto *et al.* (2018), várias técnicas de pré-processamento espectral foram introduzidas para melhorar a eficiência da predição de COT com dados espectrais Vis-NIR, como técnicas de pré-processamento espectral usadas para transformar espectros de solo, remover ruído, enfatizar características e extrair informações úteis para modelos preditivos quantitativos. O COT é considerado um excelente traçador para a identificação de sedimentos em estudos de impressão digital, pois sua concentração no solo está intimamente associada aos processos de uso e manejo da terra, além de influenciar características químicas e físicas do solo.

A suscetibilidade magnética emerge como uma técnica promissora e complementar a geoquímica, pois quantifica os atributos magnéticos do solo e sedimento, que são sensíveis a variações ambientais e à mineralogia do material de origem. A SM é particularmente eficaz na discriminação de fontes devido à sua alta sensibilidade a mudanças ambientais e à possibilidade de medição não destrutiva e eficiente. As propriedades magnéticas dos constituintes minerais do solo, permitem a discriminação de diferentes tipos de solo.

Existem cinco tipos diferentes de comportamento magnético e segundo Liu *et al.*, (2012), eles podem ser minerais que retêm uma magnetização forte, denominados ferromagnéticos (magnetita, maghemita), e ferrimagnéticos (magnetita, pirrotita), se os valores de suscetibilidade magnética forem mais baixos são antiferromagnéticos (hematita, goethita), se os valores forem “não magnéticos” trata-se de materiais paramagnéticos (silicatos, argilas) e diamagnéticos (quartzo, carbonatos, matéria orgânica, água). De acordo com Guzmán *et al.*, (2013), existem dois usos de propriedades magnéticas em estudos de rastreamento de sedimentos: o primeiro

pode utilizar as propriedades magnéticas naturalmente presentes nos materiais do solo como impressão digital de sedimentos e o segundo é a aplicação no solo, cuja concentração pode ser determinada a partir de medições de sua propriedade magnética. Já Haddadchi (2013), afirma que as vantagens do uso de traçadores magnéticos para determinar fontes discretas de sedimentos são: a) os métodos de medição não exigem muito tempo e custo, b) seu potencial para discriminar uma amostra usando técnicas não destrutivas e c) sua alta sensibilidade a mudanças sutis em uma variedade de ambientes ambientais e sua desvantagem é que as propriedades magnéticas são altamente dependentes do tamanho das partículas e não são linearmente aditivas.

Deste modo, sabendo que as medições da suscetibilidade magnética são bastante sensíveis às variações ambientais, a compreensão da relação entre as propriedades magnéticas com a geoquímica e material de origem do solo nos fornece informações sobre os processos de intemperismo e pedogênese, importantes para o gerenciamento do uso agrícola e ambiental (Camêlo *et al.*, 2018). Esta técnica já foi usada com sucesso como preditor de fatores de erodibilidade no processo de modelagem para grandes áreas tropicais (Barbosa *et al.*, 2019). E as propriedades magnéticas do solo como impressões digitais de sedimentos têm sido amplamente aplicadas em zonas temperadas (Royall, 2003; Hatfield & Maher, 2009; Armstrong *et al.*, 2012; Guzmán *et al.*, 2013; Lima *et al.*, 2020).

Já a espectrometria de fluorescência de raios X tem ganhado destaque como uma ferramenta poderosa na análise geoquímica de sedimentos. Entre as técnicas analíticas, a XRF tem sido cada vez mais aplicada em análises ambientais por reunir várias características de interesse, como a análise não destrutiva, rápida, multielementar, e relativamente baixo custo, podendo ser aplicada diretamente em campo com equipamento portátil (Melquiades e Appoloni, 2004; Melquiades *et al.*, 2011; Bastos, Melquiades e Biasi, 2012).

Segundo Ribeiro *et al.*, (2017), no Brasil, a utilização do espectrômetro de fluorescência de raios-X (ED-XRF) para estudo dos solos ainda é incipiente, sobretudo, com relação ao espectrômetro de fluorescência de raios-X portátil (p-ED-XRF). Nos últimos 10 anos, a fluorescência de raios X portátil (XRF) tem se tornado cada vez mais usado para caracterização do solo e levantamentos geoquímicos

(Delbecque *et al.*, 2022), mas a maioria dos estudos tende a se concentrar no monitoramento, no entanto, as concentrações elementares do solo quantificadas por XRF podem informar sobre uma ampla gama de propriedades físico-químicas relacionadas à litologia, pedologia, nutrientes do solo ou estado de salinidade.

Essas técnicas permitem uma caracterização detalhada dos sedimentos sem consumo de material, preservando as amostras para análises complementares. Além disso, oferecem alta sensibilidade a variações ambientais e permitem medições rápidas e precisas, reduzindo o tempo de análise e os custos operacionais.

Portanto, a integração dessas metodologias possibilita um aproveitamento máximo das amostras disponíveis, garantindo a qualidade e a robustez dos resultados mesmo quando o volume de sedimentos é limitado. Este estudo visa avançar na modelagem de sedimentos em bacias hidrográficas de pequena bacia hidrográfica agrícolas do Sul do Brasil, destacando o uso de técnicas não destrutivas e modelos de mistura.

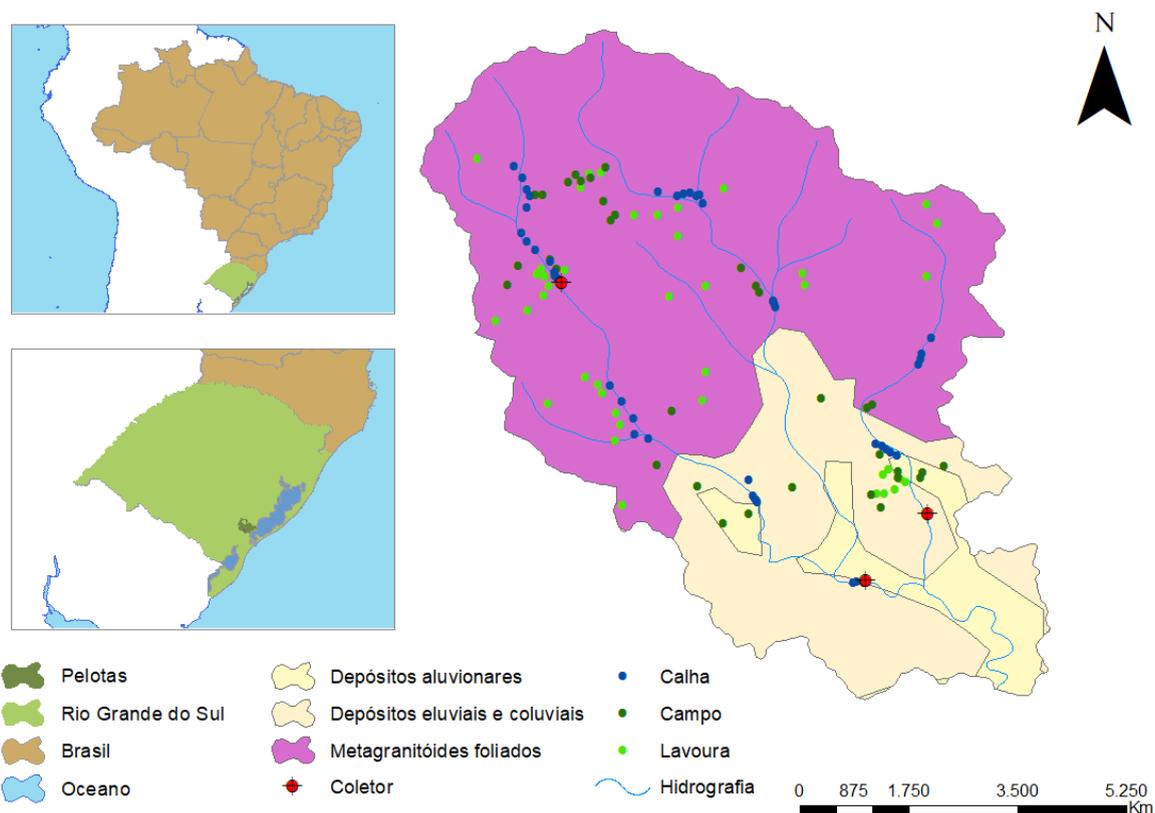
Esse conjunto de abordagens aumenta a precisão das modelagens de mistura e contribui para uma identificação mais precisa das origens dos sedimentos. Deste modo, o objetivo principal é incorporar técnicas complementares de rastreamento de sedimentos, com ênfase na análise das propriedades magnéticas do solo e do sedimento, aliada ao uso da espectrorradiometria para predição do COT e Fe, somada a espectrometria de fluorescência de raios X (XRF) para análises geoquímicas.

6.2. Materiais e métodos

6.2.1. Área de estudo

A área em estudo está inserida na área rural do município de Pelotas, no extremo sul do Rio Grande do Sul (Figura 6.1). Trata-se de uma sub-bacia hidrográfica denominada como bacia hidrográfica do arroio Epaminondas (BHAÉ), que faz parte da bacia hidrográfica da Barragem Arroio Santa Bárbara (BASB), responsável pelo abastecimento de água potável do município. Trata-se de uma região de relevante interesse geológico, pois se localiza em uma zona de transição entre dois importantes domínios morfoestruturais do estado: o escudo cristalino sul-riograndense e os depósitos sedimentares do quaternário

Figura 6.1 - Localização e caracterização geológica da bacia hidrográfica do arroio Epaminondas (BHAÉ), no município de Pelotas, RS



Fonte: Elaborada pelo autor (2025).

Na parte norte da área de estudo predominam os metagranitóides foliados, associados ao Batólito de Pelotas, uma formação ígnea composta por rochas como granitos e granodioritos. O Batólito de Pelotas faz parte do Escudo Cristalino Sul-Riograndense e se destaca como um dos principais corpos graníticos da região sul-brasileira.

Em contrapartida, ao sul e sudeste da área de estudo ocorre a predominância dos depósitos sedimentares do quaternário, que incluem depósitos aluvionares, eluviais e coluviais, formados por materiais mais recentes, de natureza inconsolidada. Dentre essas unidades sedimentares, destaca-se a Formação Graxaim. Essa transição geológica se expressa no relevo através do Planalto Rebaixado Marginal, uma unidade geomorfológica que delimita a interface entre o terreno cristalino e os

depósitos sedimentares. O comportamento hidrossedimentológico da região é fortemente condicionado por essa variação litológica.

A distribuição dos usos da terra foi analisada quantitativamente, resultando nas seguintes proporções: 12,56% da área é composta por solo exposto, 7,63% por mata nativa, 32,11% por campos e 47,70% por áreas dedicadas à agricultura. Esses valores foram obtidos através do cálculo das respectivas áreas em relação à área total da bacia, com o intuito de compreender a distribuição espacial e a predominância de cada tipo de cobertura do solo na região estudada. E a divisão das classes de solo é de Planossolos, Gleissolos, Argissolos, Cambissolos e Neossolos.

6.2.2. Amostragem das fontes potenciais de produção de sedimento

A determinação das fontes de sedimentos foi baseada nas características ambientais da área de estudo, considerando fatores como geologia, tipos de solo, uso e cobertura da terra e processos erosivos predominantes. As fontes de sedimentos foram categorizadas como lavoura, campo e calhas das principais drenagens. Para cada fonte, foram coletadas no mínimo seis amostras, ao longo de toda bacia, a fim de ter um maior detalhamento do comportamento da área, totalizando 116 amostras de fontes, conforme apresentado na tabela 6.1. Para cada fonte foi colocado uma abreviatura para facilitar a identificação das amostras.

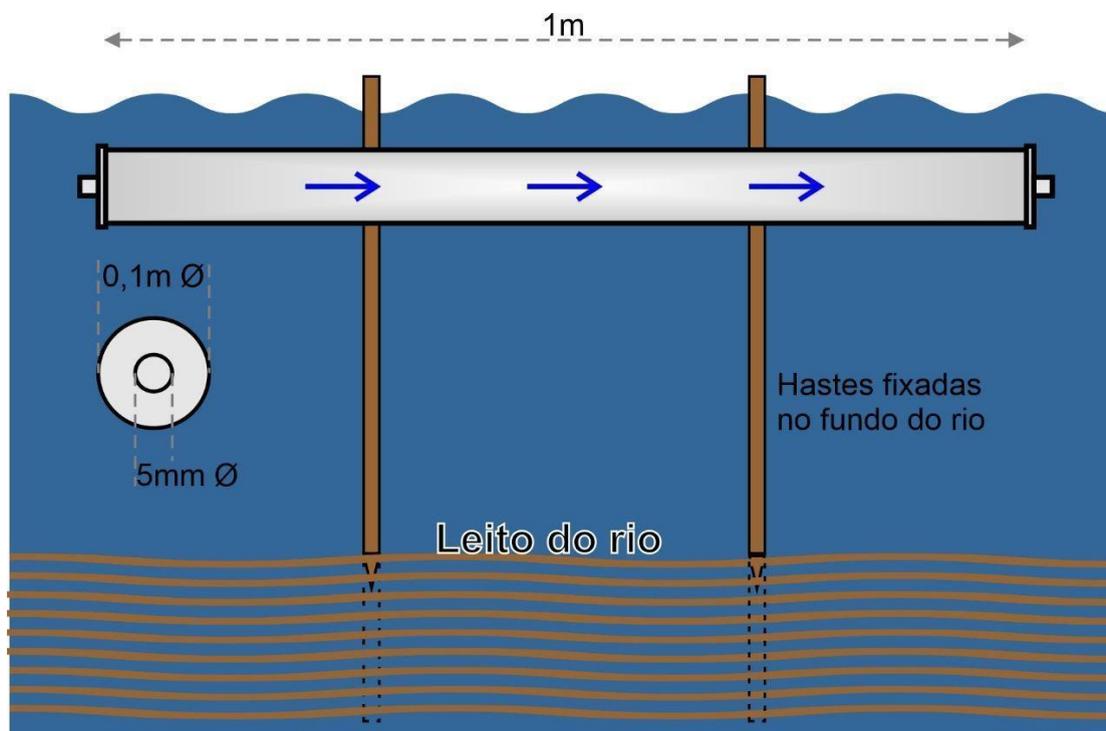
Tabela 6.1 - Número de amostras por fontes

Fontes	Nº de amostras
Lavoura (L)	40
Campo (C)	33
Calha (CA)	43
Total	116

Para a coleta de sedimentos em suspensão foram utilizados coletores denominados (torpedos) instalados na calha das drenagens presentes na bacia através de coletores fixados no leito das drenagens em 3 pontos (T1, T2 e T3), sendo dois coletores em cada ponto. Os coletores consistem em um cano de PVC de 75 mm/80 cm, fechados em ambas as extremidades e com pequenos orifícios em cada ponta para a entrada de material (Figura 6.2).

Para a análise dos sedimentos depositados no coletor, foram realizadas coletas com frequência aproximada de dois meses, o qual foi estimado como este intervalo suficiente para acúmulo considerável de material. O período amostral foi de 2021 a 2022, o que consiste em 3 coletas, desta forma a Tabela 6.2 apresenta o período das coletas realizadas. Todas as análises foram realizadas em amostras de fontes e sedimentos, numeradas de 1 a 125 para facilitar a identificação

Figura 6.2 - Esquema de coletor de sedimentos em suspensão



Fonte: Elaborada pelo autor (2025).

Tabela 6.2 - Período de coleta de sedimento

Identificação	Data		
T1	29/04/21	08/12/21	09/05/22
T2	29/04/21	08/12/21	09/05/22
T3	06/05/21	08/12/21	09/05/22

6.3. Análises para discriminação das fontes de sedimentos

6.3.1. Espectrorradiometria

A determinação da reflectância espectral das amostras de solo e do sedimento foi realizada com o uso do espectrorradiômetro FildSpec 3 (Analytical Spectral Devices, Boulder, USA). Este aparelho tem capacidade de amostragem no intervalo de 350 à 2500 nm e resolução espectral de 1 nm. Com base nos dados de reflectância espectral obtidos no intervalo de 350 a 2500 nm, optamos por realizar a predição das variáveis de interesse, carbono orgânico total (COT) e ferro (Fe).

A predição do conteúdo de COT e Fe foi realizada utilizando técnicas de concentração multivariada e pré-processamento espectral, seguindo abordagens descritas por Moura-Bueno *et al.*, (2020). Os modelos foram calibrados com o uso de regressão de mínimos quadrados parciais (PLSR) e métodos de pré-processamento espectral como a derivada de Savitzky-Golay e a reflectância removida do espectro contínuo (CRR). Esses métodos são eficazes para minimizar a variância espectral e melhorar a precisão das previsões de COT, especialmente em bibliotecas espectrais heterogêneas.

A partir dos dados de reflectância espectral tratados, foi realizada uma análise de componentes principais (PCA) para reduzir a dimensionalidade dos dados espectrais e identificar as bandas espectrais mais relevantes para a previsão das variáveis. Foram aplicadas técnicas de Regressão de Mínimos Quadrados Parciais (PLSR), Máquinas de Vetores de Suporte (SVM) e árvores de regressão. Os modelos foram calibrados utilizando validação cruzada k-fold, avaliando o desempenho por meio do coeficiente de determinação (R^2), erro quadrático médio (RMSE).

6.3.2. Suscetibilidade Magnética

As medições de suscetibilidade magnética seguiram o protocolo descrito por Guzmán (2010). Todas as amostras foram secas ao ar e peneiradas, em peneiras com abertura de 2 mm afim de se obter a terra fina seca ao ar (TFSA). As análises foram realizadas no Laboratório de Erosão do Solo no Instituto de Agricultura Sostenible – IAS/CSIC em Córdoba na Espanha.

O susceptímetro utilizado foi o MS2 com o sensor MS2B, capaz de medir a suscetibilidade magnética mássica das amostras de solo em duas frequências

distintas. A máxima quantidade de solo foi acondicionada em cubiletos de 10 cm³, previamente pesados em uma balança de precisão de três dígitos. Em seguida, os cubiletos foram inseridos no MS2B, onde a suscetibilidade magnética mássica (κ_m) foi medida.

A leitura estabiliza em aproximadamente 3 segundos e não deve variar mais de 1 a 2 unidades durante o ensaio. As leituras foram registradas em modo contínuo, utilizando-se o MS2B configurado em baixa frequência (LF) para garantir maior sensibilidade a minerais magnéticos finos. Para cada amostra, foram realizadas pelo menos três medições consecutivas, calculando-se a média das leituras para minimizar o erro experimental. Para converter a suscetibilidade volumétrica (κ_v) em suscetibilidade mássica (κ_m), utilizou-se a seguinte equação 6.1:

$$K_m = \frac{K_v}{p} \quad (6.1)$$

onde p é o peso da amostra em gramas. Essa conversão permitiu a padronização das medições, facilitando a comparação entre as diferentes amostras coletadas. Durante as análises, foram adotadas medidas de controle de qualidade, como a verificação periódica da calibração e a repetição das leituras em caso de variação superior a 2 unidades, assegurando a precisão e a confiabilidade dos resultados obtidos.

6.3.3. Fluorescência de Raio-X

A análise dos elementos químicos nas amostras de solo foi realizada utilizando um espectrômetro de fluorescência de raios X de bancada (sXRF) modelo XEPOS HE, fabricado pela Spectro Analytical Instruments. Dentre as características principais desse equipamento está a alta sensibilidade multielementar, que permite a detecção simultânea de elementos em concentrações de traços até maiores concentrações, configurações específicas para solos tropicais, otimizadas para minimizar

interferências espectrais e aumentar a exatidão na determinação de elementos como Al, Si, K, Fe, Ti e Zr.

O sXRF foi configurado no modo Geochem, apropriado para análises multielementares de solos, com parâmetros ajustados conforme as recomendações do fabricante. As amostras foram analisadas com tempo de exposição de 60 segundos, proporcionando a irradiação adequada para a detecção de múltiplos elementos. Utilizou-se o detector de estado sólido de alta resolução, ajustado para detectar picos espectrais de elementos leves e pesados. Para garantir a precisão e a reprodutibilidade, foram realizadas três medições consecutivas para cada amostra, calculando-se a média das leituras.

6.3.4. Modelagem de Mistura e Seleção de Traçadores

Após a determinação das características físicas e químicas do solo e do sedimento, os procedimentos de análise estatística foram realizados para a construção da modelagem de identificação das fontes de produção de sedimentos, através do método *fingerprinting*. A avaliação, bem como a determinação da proporção de cada fonte, será realizada para cada ponto de coleta separadamente.

A metodologia aplicada para quantificação da proveniência dos sedimentos foi baseada na utilização do pacote FingerPro (CRAN Lizaga *et al.*, 2018), desenvolvida em linguagem R como ferramenta para análise de identificação das fontes de sedimentos em bacias hidrográficas. O FingerPro integra procedimentos estatísticos e algoritmos de mistura para identificar as contribuições relativas a diferentes fontes potenciais de produção de sedimentos, com base nas suas propriedades.

Primeiramente é realizada a análise estatística para estabelecer um conjunto de variáveis com capacidade de discriminar as fontes, ou seja, as variáveis precisam apresentar diferenças significativas na sua concentração entre as fontes a serem identificadas e que haja manutenção desta propriedade durante a remoção e o transporte dos materiais das fontes, até a calha do rio. Essa etapa de seleção é conduzida por meio de testes estatísticos integrados ao pacote, como a Análise Discriminante, a Análise de Componentes Principais (PCA) e o teste de Kruskal-Wallis (KW). O FingerPro aplica um modelo de mistura linear multivariado para estimar as

contribuições relativas de diferentes fontes potenciais. Esse modelo é definido matematicamente pela equação 6.2:

$$\sum_{j=1}^m a_{i,j} \cdot w_j = b_i \quad (6.2)$$

Satisfazendo,

$$\sum_{j=1}^m w_j = 1 \quad (6.3)$$

$$0 \leq w_j \leq 1 \quad (6.4)$$

Onde:

(i =1 a n) é a onde está a propriedade do traçador i do sedimento de mistura, j(j=1 a m) representa a propriedade do rastreador i no tipo de origem, m representa o n° de fontes potenciais de sedimentos, n é o n° de propriedades traçadoras selecionadas.

Deste modo, este sistema de equações é determinado matematicamente se o número de traçadores for maior ou igual ao número de fontes potenciais menos um ($n \geq m - 1$). Segundo Lizaga (2020) o procedimento tenta encontrar as proporções de origem que conservam o balanço de massa para todos os traçadores.

O mesmo descreve que todas as combinações possíveis de cada contribuição de fonte (0-100%) são examinadas em pequenos incrementos, usando amostragem de hipercubo latino (LHS) (McKay *et al.*, 1979). Por fim, a qualidade de cada candidato é medida usando a seguinte função ou qualidade de ajuste (GOF), com base na soma dos quadrados do erro relativo, equação 6.5:

$$GOF = 1 - \frac{1}{n} \times \left(\sum_{i=1}^n \left| b_i - \sum_{j=1}^m w_j a_{i,j} \right| \right) / \Delta_i \quad (6.5)$$

Onde:

Δ_i é o intervalo da propriedade do traçador i , usado como fator de normalização. As combinações que reproduzem a mistura de sedimentos são observadas com o GOF.

Sendo assim por fim é utilizado uma função `unmix()` a qual avalia a contribuição relativa de as fontes de sedimentos selecionadas para cada mistura no conjunto de dados. A eficácia da modelagem depende diretamente da seleção adequada dos traçadores. Para isso, o FingerPro implementa um método de Consensus Ranking, proposto por Lizaga *et al.*, (2020), para identificar traçadores não conservativos e discordantes. Esse método combina múltiplos critérios estatísticos para determinar a confiabilidade dos traçadores, incluindo a análise de sua correlação e comportamento dentro do balanço de massa.

O método de consenso, que combina as previsões de modelos de traçador único para identificar rastreadores não conservadores e dissidentes. Dentro desse método é calculado o Índice de conservatividade (IC) junto com um método de agrupamento para identificar grupos de traçadores com informações semelhantes e analisar suas correlações, acrescentado de uma função de pontuação entre rastreadores, em que o traçador que impede o consenso é descartado e é implementado como um ranking (CR). O conjunto de possíveis combinações de cada traçador é classificado através da distância euclidiana até o ponto perfeitamente equilibrado onde todas as contribuições são iguais, equação 6.6:

$$d_i = \sqrt{\sum_{j=1}^3 \left(w_{i,j} - \frac{1}{3} \right)^2} \quad (6.6)$$

O percentual das soluções classificadas é escolhido para calcular o IC como a raiz do erro quadrático médio (RMSE) da parte não conservadora (nc) dos rateios da solução selecionada, equação 6.7:

$$IC = -\sqrt{\sum_{j=1}^3 (nc(w_{i,j}))^2} \quad nc(x) = \begin{cases} -x, & \text{if } x < 0 \\ 0, & \text{if } 0 \leq x \leq 1 \\ x - 1, & \text{if } x > 1 \end{cases} \quad (6.7)$$

O consenso é simplesmente definido como a proporção dos resultados do número de participações em cada conjunto e um número de combinações perdidas, tendo como possíveis resultados entre 0 e 100. Um consenso baixo indica que um traçador está frequentemente em conflito com os outros grupos, enquanto um alto consenso representa um acordo frequente com o grupo.

6.4. Resultados e discussões

Os primeiros resultados obtidos foram os valores preditos de COT e Fe, através da espectrorradiometria. As propriedades geoquímicas das fontes e dos sedimentos, as quais foram obtidas utilizando XRF e um total de 29 elementos foram encontrados (Ag, Al, As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, K, Mg, Mn, Ni, P, Pb, Rb, S, Sb, Se, Si, Sn, Sr, Ti, Tl, V, Zn e Zr). O resultado da suscetibilidade magnética (SM) forneceu mais uma variável, totalizando um conjunto de 32 variáveis.

Das variáveis geoquímicas 8 foram retiradas das análises estatísticas, devido ao fato de apresentarem o valor de zero na maioria das amostras, sendo eles: Ag, Cd, Co, Hg, S, Sb e Se. Portanto, o conjunto de variáveis traçadoras resultou em 24 variáveis (COT-predito, Fe-predito, SM, Al, As, Ba, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Ni, P, Pb, Rb, Si, Sn, Sr, Ti, Tl, V, Zn e Zr). Após a obtenção do conjunto de dados, foram realizadas análises estatísticas para avaliar a relação entre as variáveis e a discriminação das fontes de sedimentos.

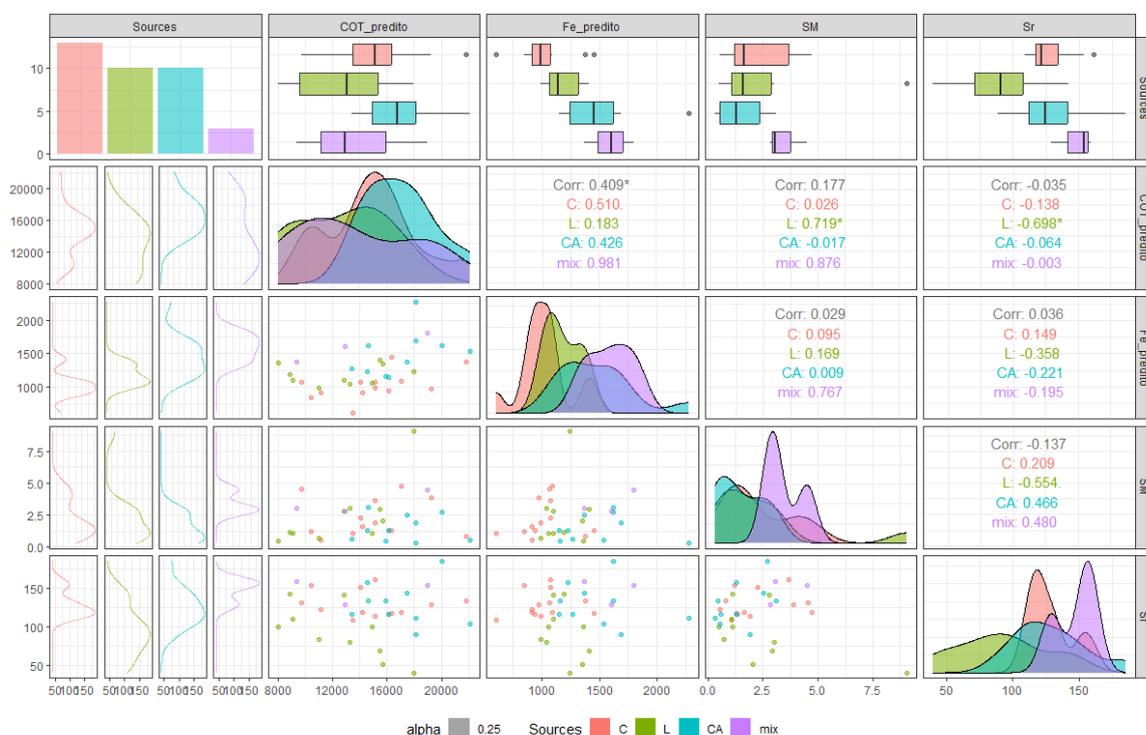
6.4.1. Análise de Correlação e Comportamento das Variáveis

A identificação de fontes de sedimentos é um processo essencial para a compreensão das dinâmicas de erosão e transporte de material em bacias hidrográficas. A análise de correlação entre as variáveis e as fontes potenciais de sedimentos permite inferir quais variáveis apresentam maior poder discriminatório e contribuem para a determinação da origem dos sedimentos. A figura 6.3 apresenta a correlação das variáveis para a área 1. A análise de correlação e do comportamento das variáveis demonstra que o COT-predito se destaca como um dos principais

marcadores para a identificação de fontes de sedimentos, especialmente na diferenciação entre fontes específicas e misturas. A densidade de COT-predito se destaca para a fonte CA, sugerindo que essa variável pode atuar como um traçador.

O COT-predito apresenta uma correlação positiva significativa quando associado ao Fe-predito, com relação ao mix $r=0,981$, sugerindo que o carbono orgânico total e ferro são marcadores sensíveis para a identificação de misturas de fontes. A correlação com as fontes C $r=0,510$ e CA $r=0,426$ indica que eles podem ser utilizados para discriminar essas origens, quando combinados. Para Miguel *et al.* (2014) o COT foi utilizado como variável traçadora, por se encontrar dentro dos limites dos fatores de correção, estando associado a fatores de manejo do solo. O fato de o COT apresentar boa correlação com as variáveis e mostrar maior variação entre as fontes, destaca seu potencial para separar as origens.

Figura 6.3 - Matriz de correlação da Área 1



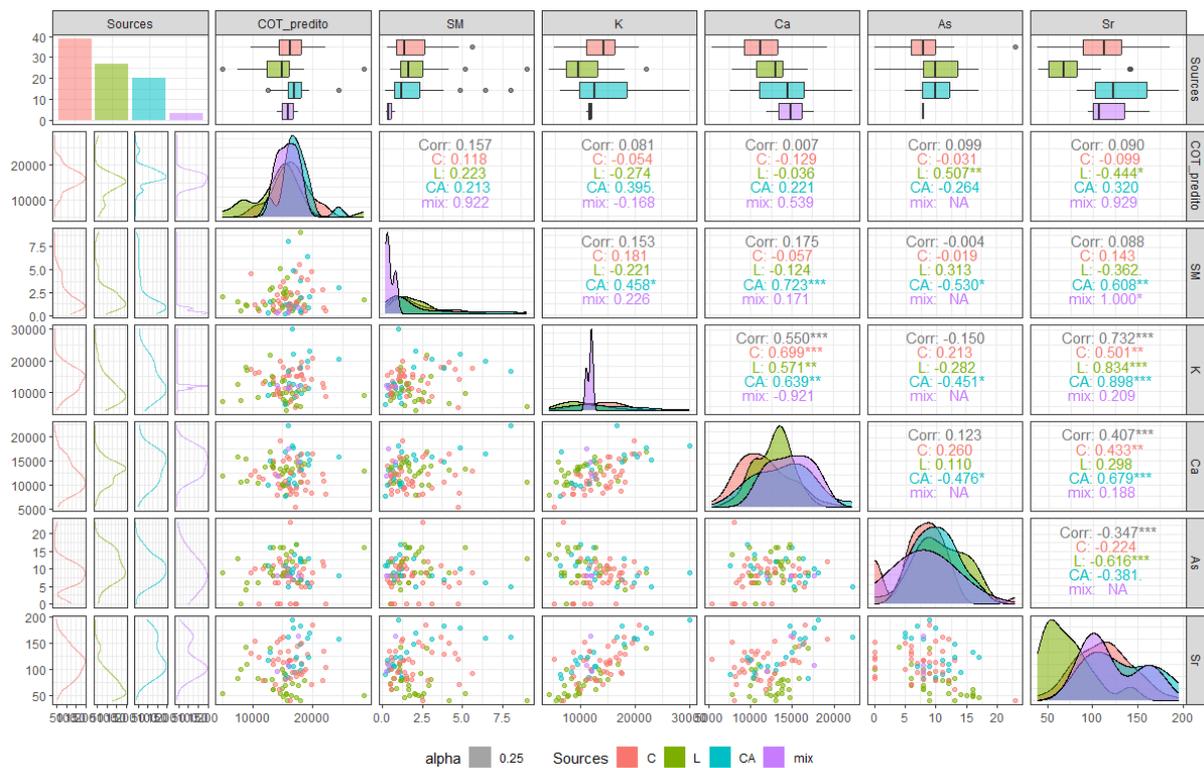
Fonte: Elaborada pelo autor (2025).

O Fe-predito demonstra correlação moderada com a SM no mix $r=0,767$, porém como as correlações são baixas com fontes individualmente quando analisado

em relação a C, CA e L, indica que o ferro pode não ser um marcador altamente discriminatório. A correlação geral entre a suscetibilidade magnética e o carbono orgânico total é de $r=0,177$, indicando uma relação positiva, porém fraca. A correlação dessas duas variáveis com o mix e L é forte o que indica que, a matéria orgânica pode estar associada a minerais magnéticos ou óxidos de ferro.

A figura 6.4 apresenta os resultados da correlação das variáveis para a área 2 e a figura 6.5 para a área 3. Novamente a variável COT-predito mostra correlações positivas com a suscetibilidade magnética $r=0,157$ de modo geral e quando observada a correlação dessas variáveis nas amostras de sedimentos a correlação é de 0,922. Como a correlação da SM e Sr no grupo mix é 1, ou seja, uma correlação perfeita, indica que esse grupo pode ser bem ou discriminado por essas duas variáveis.

Figura 6.4 - Matriz de correlação da Área 2

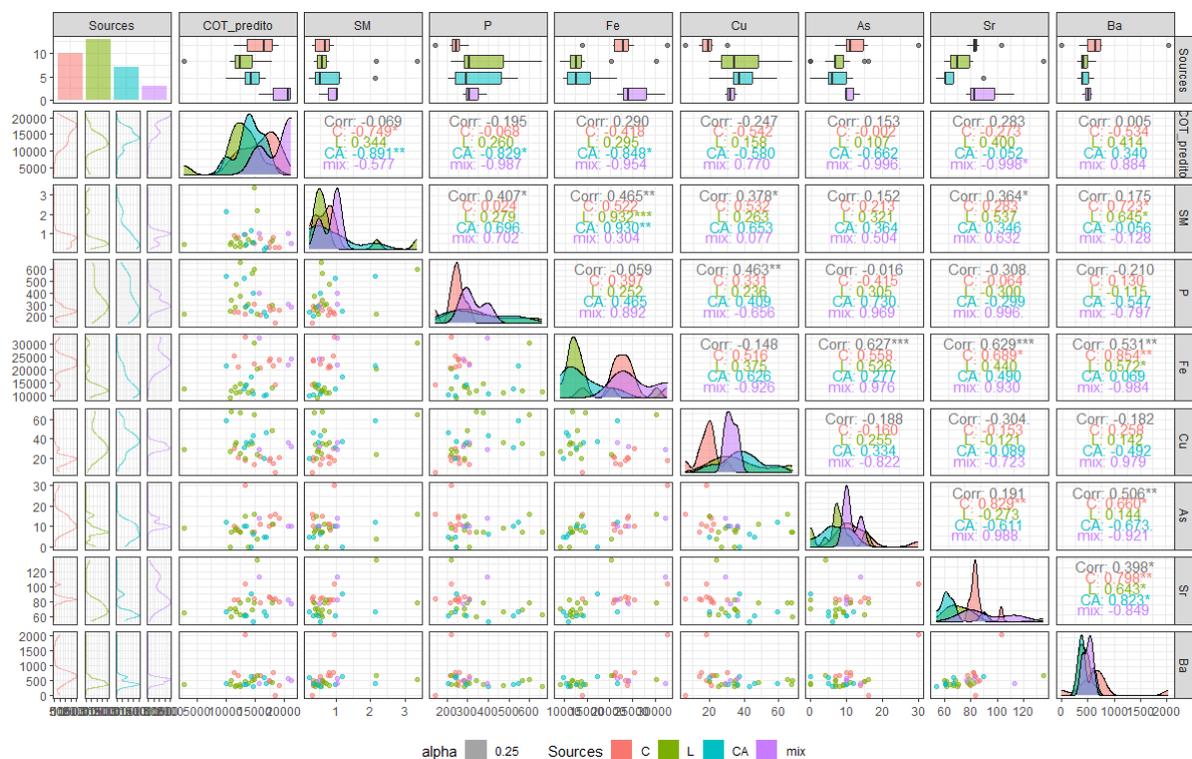


Fonte: Elaborada pelo autor (2025).

No gráfico de distribuição das variáveis as fontes apresentam padrões distintos para variações como Ca e K, o que pode ajudar a diferenciar as áreas de origem dos

sedimentos. Isso é importante para o método de impressão digital, uma vez que a diferenciação clara de fontes é crucial para identificar a contribuição específica de cada uma. O Potássio (K) e o Estrôncio (Sr) apresentam a maior correlação entre eles, a alta correlação sugere que as fontes de potássio, minerais silicatados como o feldspato e a mica, e de estrôncio, minerais carbonáticos, estão intimamente ligadas nas amostras analisadas, indicando possível ocorrência mineralógica ou influência conjunta de processos de intemperismo.

Figura 6.5 – Matriz de correlação para a área 3



Fonte: Elaborada pelo autor (2025).

Para a área 3 é possível observar a alta correlação entre o Fe e a SM. O Fe contribui diretamente para a suscetibilidade magnética, pois minerais de ferro são magneticamente ativos. Portanto a SM aumenta conforme a disponibilidade de Fe. Sendo assim a forte correlação encontrada nas fontes L (0,932) e CA (0,930) a partir destas duas variáveis, indica que grande parte do Fe nas fontes está presente em formas mineralógicas que são magneticamente suscetíveis. Os resultados da distribuição das variáveis nas fontes indicam que os valores de Bário chegam a ser

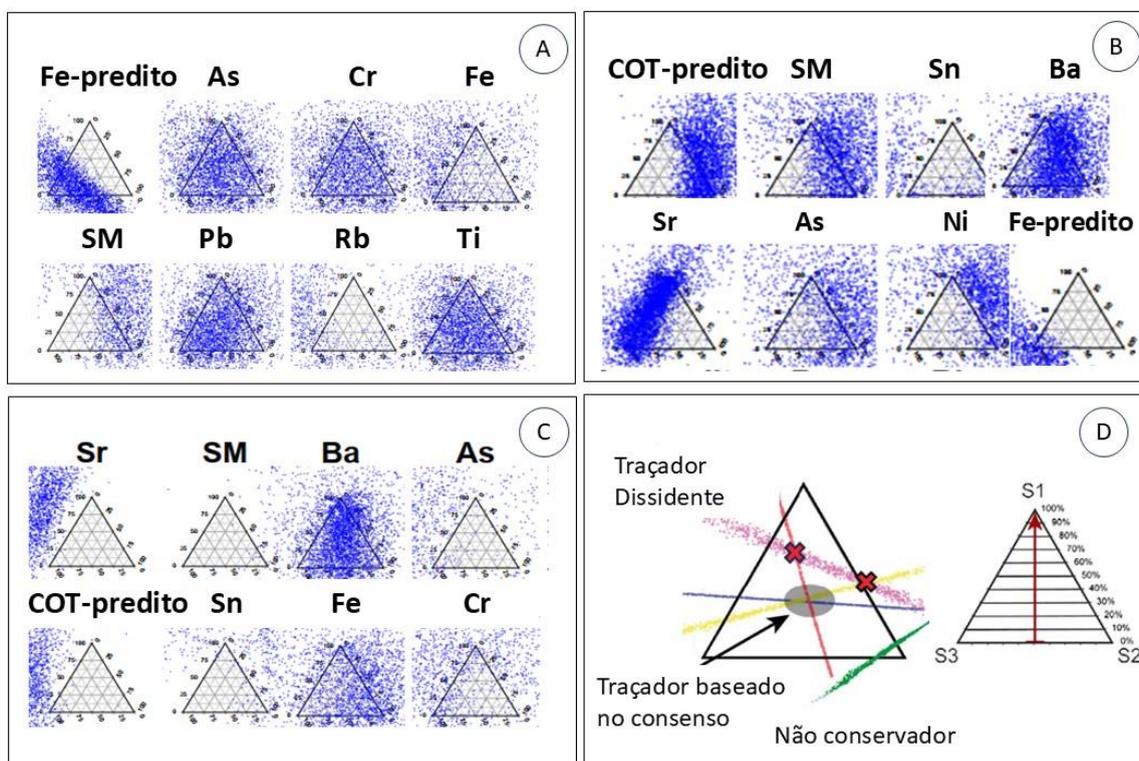
bem altos em algumas das fontes como L e CA. O Ba e Sr têm uma correlação fortíssima em todos os grupos, especialmente em CA (0.988) e mix (0.968).

Deste modo, observou-se que de maneira geral as distribuições das variáveis variaram significativamente entre as fontes analisadas (C, L, CA) e nos sedimentos, indicando a heterogeneidade das contribuições sedimentares.

6.4.2. Índice de conservadorismo

Com os resultados do índice de conservadorismo (CI), foi possível classificar as variáveis traçadoras, em três categorias principais: altamente conservadores, moderadamente conservadores e menos conservadores. A figura 6.6 ilustra os resultados do modelo de traçador único representados pelos pontos azuis e no triângulo esquemático S1 está atrelado a fonte C, S2 a fonte L e S3 a fonte CA.

Figura 6.6 – Diagramas ternários para a área 1. A) coleta 1; B) coleta 2; C) coleta 3 e D) diagrama esquemático de interpretação dos diagramas ternários.



Fonte: Elaborada pelo autor (2025).

Observamos que O Fe-predito nas figuras (A) e (B), bem como o Sr na figura (B), apresentaram comportamentos consistentes, com linhas estreitas e paralelas aos lados do triângulo, indicando sua capacidade de discriminar de forma eficaz entre as fontes (C, L, CA). Já o Ba apresenta padrões mais amplos, mas ainda assim discriminando as Fontes L e CA. Elementos como Pb, eTi, na figura (A) apresentaram padrões dispersos, com distribuição de pontos distantes das soluções de consenso, indicando um comportamento menos conservador e maior variabilidade nas amostras. Esses resultados corroboram com os resultados descritos por Lizaga *et al.*, (2020b), onde o Sr apresentou comportamento consistente e similar aos deste estudo, e foi considerado eficaz para discriminar a fonte correspondente a área agrícola, e o bário também apresentou padrões mais amplos e discriminou a fonte correspondente a floresta.

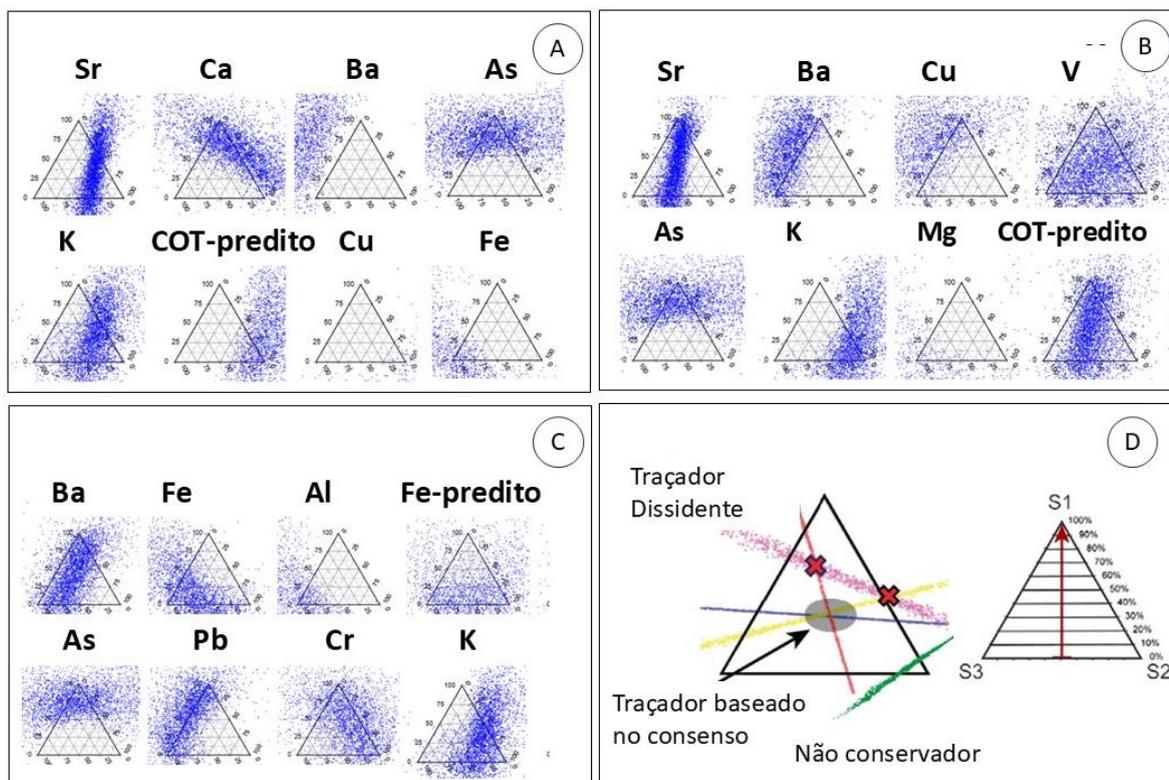
O traçador COT-predito (Figura 1B) apresentou um padrão de distribuição consistente e alinhado, caracterizando-se como um traçador conservador. A nuvem de pontos azuis sugere que o COT-predito é eficaz na discriminação das fontes, com uma faixa de variabilidade estreita, similar ao comportamento observado para outros traçadores conservadores como Sr e Fe. Esse comportamento indica que o COT-predito possui um alto índice de conservadorismo (CI), sendo uma variável confiável para compor os modelos de mistura. A tabela 6.3 apresenta os valores de desempenho dos 10 primeiros traçadores e sua classificação.

Tabela 6.3 - Desempenho dos traçadores para a área 1

Traçador	Score	Classificação Geral
COT_predito	93.5	Altamente Conservador
Sr	92.2	Altamente Conservador
Fe_predito	85.5	Altamente Conservador
SM	77.2	Moderadamente Conservador
As	71.8	Moderadamente Conservador
Ba	64.4	Menos Conservador
Sn	62.8	Menos Conservador
Ni	61.7	Menos Conservador
Rb	59.7	Menos Conservador
Si	59.7	Menos Conservador

Para os resultados da área 2, observou-se através dos diagramas (figura 6.7) um comportamento diferente de algumas variáveis em relação a área 1. Porém o elemento Sr se destaca novamente pelo seu comportamento consistente e discriminante para a fonte de campo principalmente nas duas primeiras coletas.

Figura 6.7 - Diagramas ternários para a área 2. A) coleta 1; B) coleta 2; C) coleta 3 e D) diagrama esquemático de interpretação dos diagramas ternários.



Fonte: Elaborada pelo autor (2025)

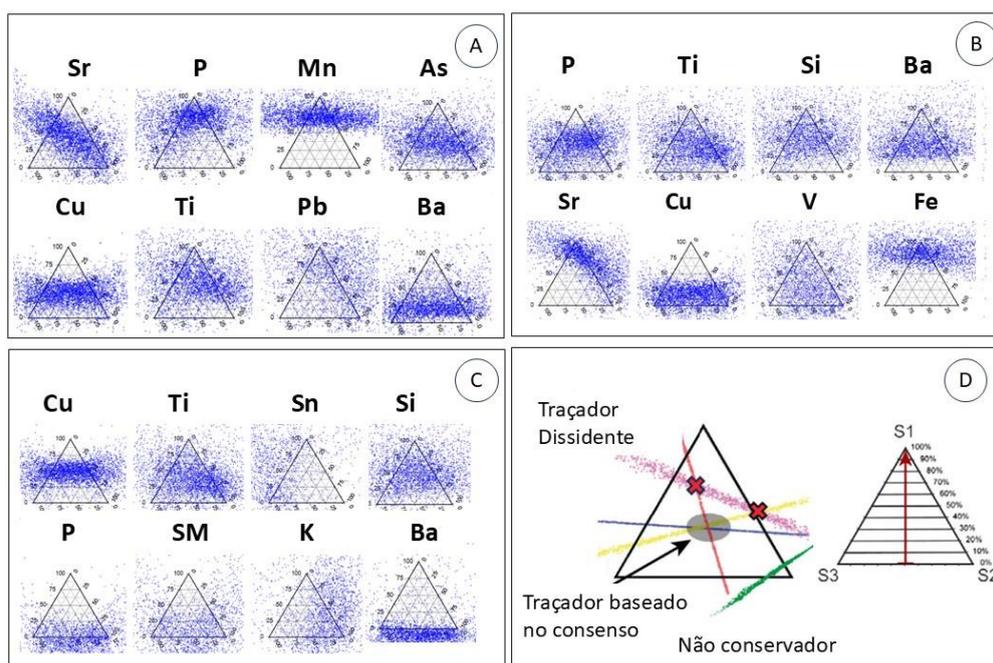
O COT-predito, Fe e Ba, com scores entre 75 e 89 (Tabela 6.4), foram considerados moderadamente conservadores. Eles mantêm um bom desempenho discriminatório, mas podem estar sujeitos a alguma variabilidade ao longo do processo de transporte e deposição. Latorre *et al* (2021), encontrou valores de CR similares para os elementos Sr e K, de 94 para ambos e para Ba um score de 96.

Tabela 6.4 - Desempenho dos traçadores para a área 2.

Traçador	Score	Classificação Geral
Sr	98.4	Altamente Conservador
K	95.5	Altamente Conservador
As	93.6	Altamente Conservador
Ca	91.7	Altamente Conservador
COT-predito	89.8	Moderadamente Conservador
Fe	87.5	Moderadamente Conservador
Ba	80.0	Moderadamente Conservador
Cu	73.9	Menos Conservador
Cr	66.5	Menos Conservador
Ti	52.0	Menos Conservador

O comportamento dos resultados para a área 3 corroboram com o comportamento citado por Lizaga *et al.*, (2020b) quando observado o comportamento das amostras reais, que apresentam uma maior dispersão do que as misturas artificiais (criadas em laboratório), porém os padrões também são lineares.

Figura 6.8 - Diagramas ternários para a área 3. A) coleta 1; B) coleta 2; C) coleta 3 e D) diagrama esquemático de interpretação dos diagramas ternários.



Fonte: Elaborada pelo autor (2025).

O elemento Cu apresentou um padrão de distribuição consistente e alinhado com as três fontes nas três coletas, sendo assim podendo ser considerado um bom traçador, o índice CI para esse elemento foi extremamente alto, com score de 97,7, como observado na tabela 6.5, portanto essa variável é altamente conservadora.

Outro resultado obtido que corrobora com o estudo de Lizaga *et al.* (2020) é o encontrado para P pois em ambos os estudos ele discrimina em relação a fonte de campo e pastagem. Com um índice de Conservadorismo de 90,2 esse elemento demonstra elevada estabilidade geoquímica e comportamento robusto ao longo dos processos de transporte e deposição dos sedimentos, o que o torna traçadores confiáveis para discriminar as fontes sedimentos e com pouca variação no decorrer do tempo das três coletas.

Tabela 6.5 - Desempenho dos traçadores para a área 3

Traçador	Score	Classificação Geral
Cu	97.7	Altamente Conservador
P	90.2	Altamente Conservador
COT_predito	88.2	Moderadamente Conservador
Ti	88.1	Moderadamente Conservador
SM	84.9	Moderadamente Conservador
Si	84.1	Moderadamente Conservador
Sn	80.3	Moderadamente Conservador
K	79.9	Moderadamente Conservador
C	77.6	Moderadamente Conservador
Ni	74.8	Menos Conservador

6.4.3. Teste de Kruskal-Wallis (KW) e Função Discriminante (DFA)

Inicialmente, o conjunto de dados foi submetido ao teste de amplitude (rangeTest), com o objetivo de verificar a variabilidade das variáveis e identificar aquelas com baixa amplitude ou sem variação significativa. Para a área 1, 10 variáveis foram removidas do total de 24 avaliadas: Al, Ba, Ca, K, Mg, Ni, P, Si, Zn e Zr. Permaneceram no conjunto de dados as seguintes variáveis: COT-predito, Fe-predito, SM, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Cu, As, Rb, Sr, Sn e Pb. Na Área 2, 6 variáveis foram removidas: Cr, Cu, Mn, Ni, Si e Zn. Permaneceram no conjunto de dados as seguintes

variáveis: COT_predito, Fe_predito, SM, Mg, Al, P, K, Ca, Ti, V, Fe, As, Rb, Sr, Zr, Sn, Ba e Pb. Já para a área 3, 5 variáveis foram removidas: Al, COT_predito, Mn, Ni e Zr. As variáveis remanescentes após esta etapa foram: Fe_predito, SM, Mg, Si, P, K, C, Ti, V, Cr, Fe, Cu, Zn, As, Rb, Sr, Sn, Ba e Pb. Posteriormente, foi aplicado o teste de Kruskal-Wallis (KWTest), o resultado é apresenta na tabela 6.6 para as 3 áreas, considerando um nível de significância de $p < 0,1$.

Tabela 6.6 - Valores de Kw ($p=0.1$) para todas as variáveis

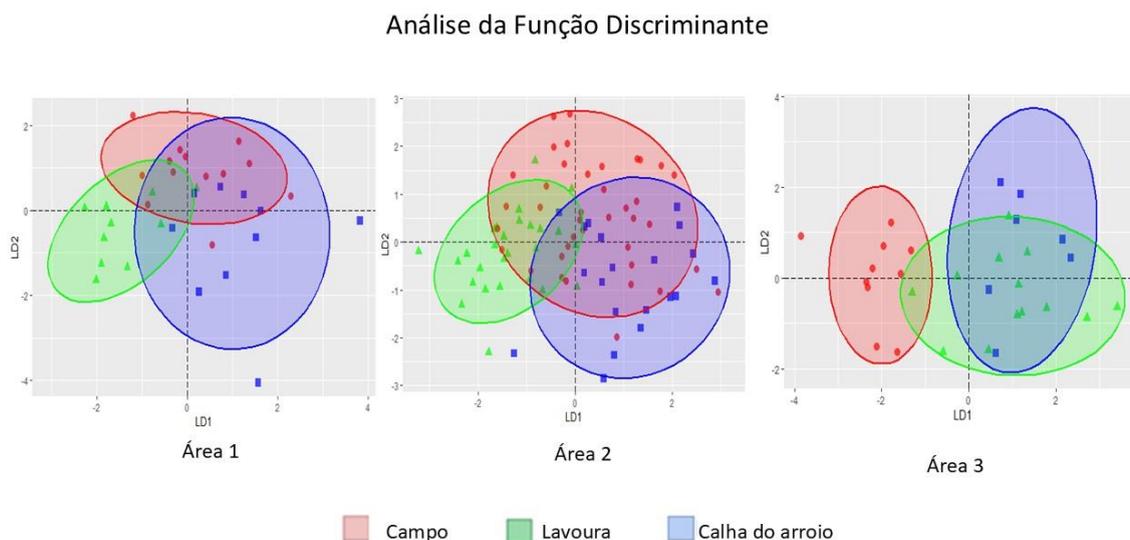
Propriedades geoquímicas	Valores Kw ($p=0.1$)		
	Area 1	Area 2	Area 3
COT_predito	0.0531	0.0093	0.0144
Fe_predito	0.0004	0.7083	0.7474
SM	0.1556	0.0726	0.7264
Mg	0.1558	0.2271	0.9081
Al	0.0145	0.0415	0.0732
Si	0.0518	0.0699	0.2645
P	0.0059	0.0128	0.0739
K	0.0756	0.0105	0.7074
Ca	0.0413	0.0225	0.0316
Ti	0.8303	0.9627	0.2098
V	0.6252	0.1555	0.3975
Cr	0.6050	0.4431	0.1081
Mn	0.0773	0.0000	0.0001
Fe	0.7688	0.0283	0.0007
Ni	0.2098	0.5012	0.2289
Cu	0.0655	0.1942	0.0011
Zn	0.0450	0.0047	0.0011
As	0.7940	0.0264	0.0386
Rb	0.7790	0.0975	0.3836
Sr	0.0094	0.0000	0.0031
Zr	0.0375	0.1099	0.0198
Sn	0.7106	0.4494	0.7390
Ba	0.6801	0.0362	0.1125
Pb	0.2777	0.0246	0.9205

Para a área 1 após etapa do rangerTest, 11 variáveis foram excluídas do total de 14 remanescentes: SM, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Cu, As, Rb, Sn e Pb. As variáveis que permaneceram no conjunto de dados foram: COT-predito, Fe-predito e Sr.

Para a área 2, 9 variáveis foram eliminadas do total de 18 previamente selecionadas: Fe-predito, SM, Mg, P, Ti, V, Rb, Zr e Sn. Permaneceram as variáveis: COT-predito, Al, K, Ca, Fe, As, Sr, Ba e Pb. E na área 3 somente duas variáveis foram removidas do total de 20 variáveis avaliadas: Fe-predito, SM, Mg, Si, K, Ti, V, Cr, Zn, Rb, Sn e Pb. Permaneceram no conjunto de dados as seguintes variáveis: P, S, C, Fe, Cu, As, Sr e Ba.

Por fim, o conjunto de dados resultante foi submetido a análise da função discriminante (figura 6.9) que tem como finalidade avaliar a capacidade discriminante das variáveis selecionadas. Nessa etapa, nenhuma variável foi removida da área1, mantendo-se as três variáveis anteriormente identificadas como relevantes: COT-predito, Fe-predito e Sr. Na área 2, 4 variáveis foram removidas do total de 9 restantes: Al, Fe, Ba e Pb. Assim, o conjunto de dados final foi composto pelas variáveis COT-predito, K, Ca, As e Sr. E para a área 3, 4 variáveis foram removidas do total de 7 restantes: P, As, Sr e Ba. Como resultado final, as variáveis que permaneceram no conjunto de dados foram C, Fe e Cu.

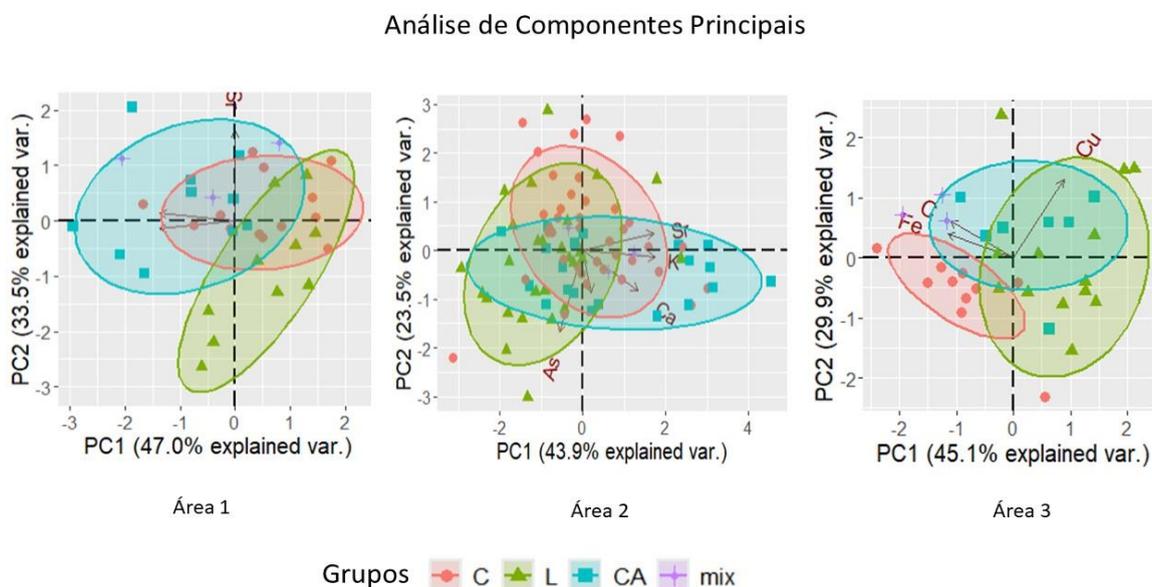
Figura 6.9 - Análise discriminante DFA a) Área 1; b) Área 2 e c) Área 3



Fonte: Elaborada pelo autor (2025).

A Análise de Componentes Principais (PCA), foi aplicada com o objetivo de reduzir a dimensionalidade dos dados e identificar padrões multivariados, facilitando a visualização da distribuição das amostras e a interpretação das relações entre as variáveis selecionadas nas etapas anteriores (rangeTest, KWTTest e DFATest), e seus resultados estão ilustrados na figura 6.10.

Figura 6.10 - Análise de Componentes Principais (PCA) dos traçadores: a) área 1; b) área 2 e c) área 3.



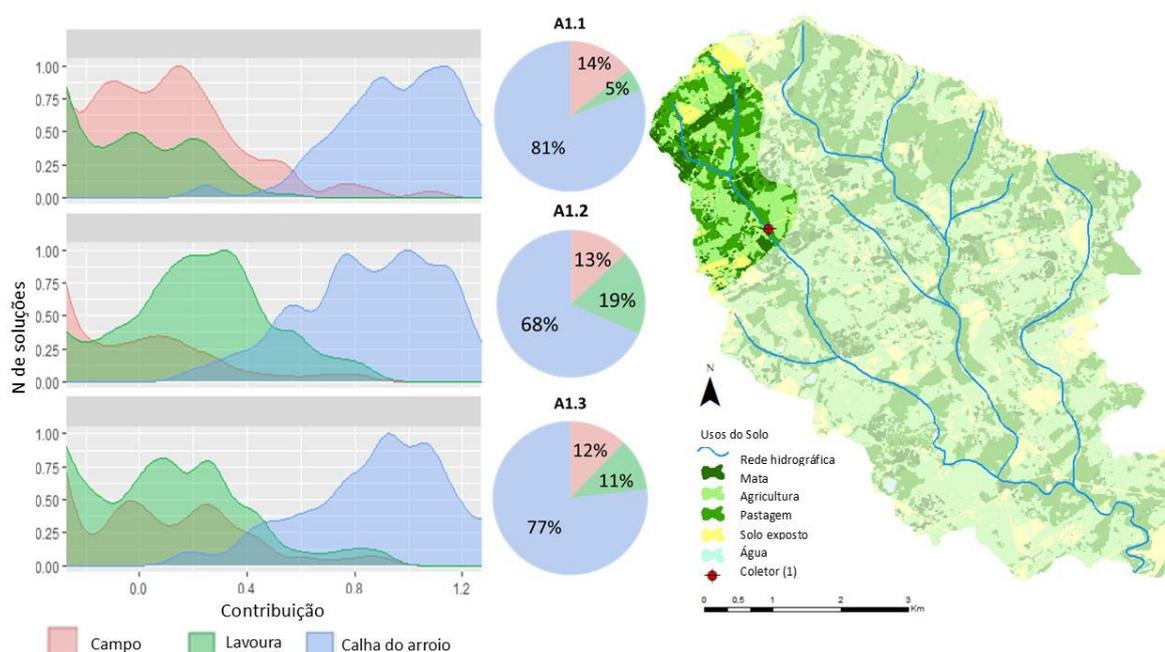
Fonte: Elaborada pelo autor (2025).

Na Área 1, a PCA revelou que os dois primeiros componentes principais explicaram, em conjunto, 80,5% da variância total dos dados. O Componente Principal 1 (PC1) respondeu por 47,0% da variância, enquanto o Componente Principal 2 (PC2) explicou 33,5%. Na Área 2, os dois primeiros componentes explicaram conjuntamente 67,4% da variância total. O PC1 representou 43,9% da variância e o PC2 explicou 23,5%. Para a Área 3, a PCA mostrou que os dois primeiros componentes principais explicaram 69,0% da variância dos dados, com PC1 explicando 45,1% e PC2 23,9%.

6.4.4. Discriminação de fontes e contribuições de fontes de sedimentos

Uma análise das proporções das fontes de sedimento ao longo das três coletas revela tendências importantes sobre a dinâmica dos processos erosivos na bacia, na dinâmica de transporte de sedimentos, deste modo as figuras 6.11, 6.12 e 6.13 ilustram as contribuições em cada sub área que a BHAE foi subdividida nesse estudo.

Figura 6.11- Contribuição das Fontes na área 1 por coleta



Fonte: Elaborada pelo autor (2025).

Na primeira coleta para a área 1, a calha do arroio foi responsável por 81% do sedimento, enquanto o campo e a lavoura desenvolveram com 14% e 5%, respectivamente. Esses valores sugerem um predomínio da erosão fluvial sobre a erosão superficial nesta região, possivelmente associada à instabilidade das margens e à dinâmica hidrológica do arroio. Para a segunda coleta observou-se uma redução da contribuição da calha do arroio para 68%, acompanhada de um aumento na contribuição das áreas de lavoura 19% e campo 13%.

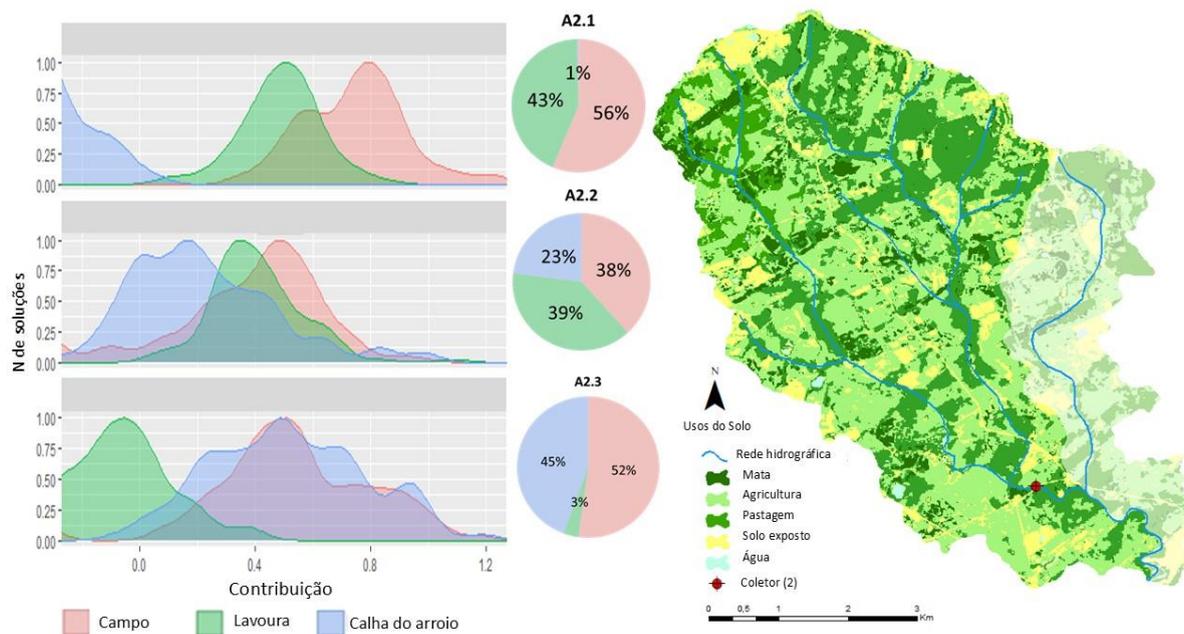
Essa variação pode ser explicada por fatores como o manejo agrícola durante o período, a exposição do solo a processos erosivos superficiais e possíveis alterações na cobertura vegetal, que podem ter aumentado a susceptibilidade ao escoamento superficial. Na terceira coleta a calha do arroio manteve-se como a principal fonte de

produção de sedimentos 77%, enquanto a lavoura e o campo tiveram contribuições semelhantes 11% e 12%, respectivamente.

A estabilização das proporções entre campo e lavoura sugere que, nesse período, ambos os tipos de uso do solo estavam contribuindo de maneira mais homogênea para a carga sedimentar transportada. A contribuição para a área 2 apresentada na figura 6.12, indica uma variação drástica quando comparada a área 1, na primeira coleta da área 1 a fonte com maior contribuição é calha do arroio enquanto na área 2 ela tem uma contribuição quase nula.

A transição da predominância do campo para a calha do arroio ao longo das coletas pode sugerir um aumento da erosão linear, observamos que na coleta 2 a um aumento da contribuição da calha em 23%. Na coleta 3 ela a 45% sendo a maior contribuinte. Esses resultados reforçam a importância do monitoramento contínuo para entender como diferentes práticas de uso da terra impactam os processos erosivos ao longo do tempo.

Figura 6.12 - Contribuição das Fontes na área 2 por coleta

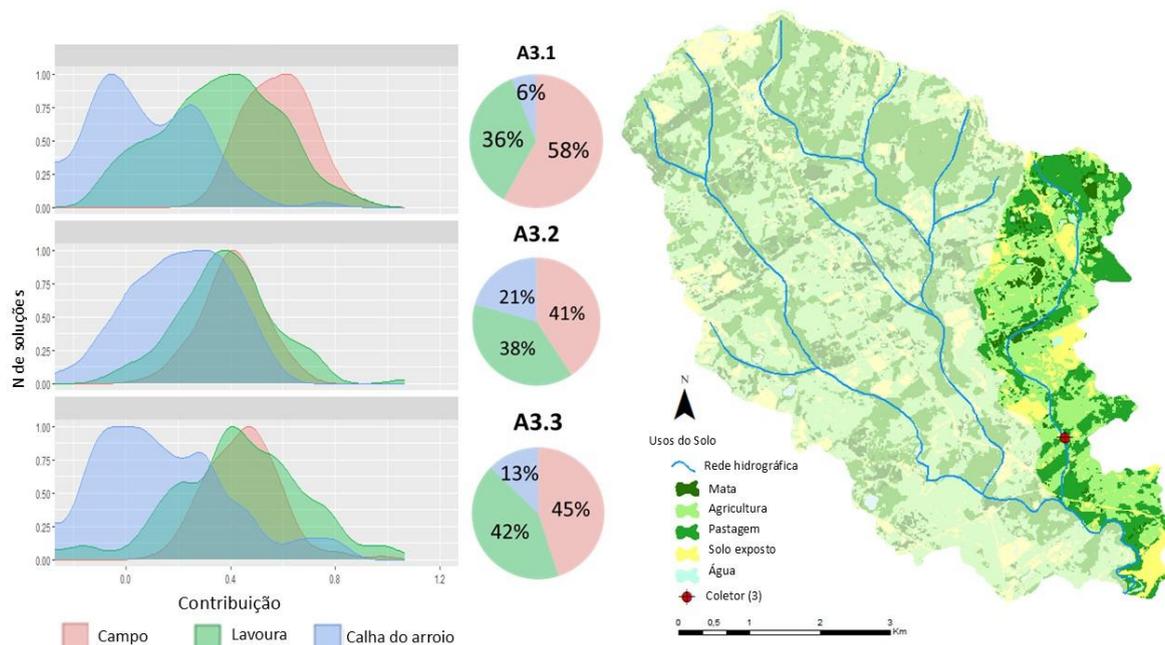


Fonte: Elaborada pelo autor (2025).

A análise da contribuição das classes de uso do solo na Área 2 revelou uma predominância similar aos resultados do estudo de Wiltshire *et al.*, (2023), onde o estudo, apresentou a fonte pastagem/campo com uma contribuição média de 0,49 no ponto BS2, com variações entre 0,21 e 0,83. Já a calha do arroio, que pode estar associada ao moorland (brejo), teve uma contribuição média menor, de 0,14, variando entre 0,07 e 0,21. Outro aspecto relevante é que, no estudo de Wiltshire *et al.*, (2023), a contribuição da pastagem foi maior do que o esperado com base na sua área de ocupação, indicando processos de erosão mais intensos nesse tipo de cobertura.

Esse padrão também foi observado na Área 2, reforçando a necessidade de avaliar práticas de manejo que minimizem a degradação do solo. Para a área 3 a fonte campo apresentou-se como a maior contribuinte nas 3 coletas, seguida da lavoura. Na Área 3, deste estudo a pastagem se mantém como a principal fonte de sedimentos ao longo de todas as coletas, no estudo de Karimi *et al.*, (2024), a contribuição da pastagem se intensifica predominantemente durante períodos de águas altas, no entanto, ambos os estudos apontam a calha do arroio e a pastagem como as principais fontes de sedimentos, embora com diferenças na magnitude de suas contribuições.

Figura 6.13 - Contribuição das Fontes na área 3 por coleta



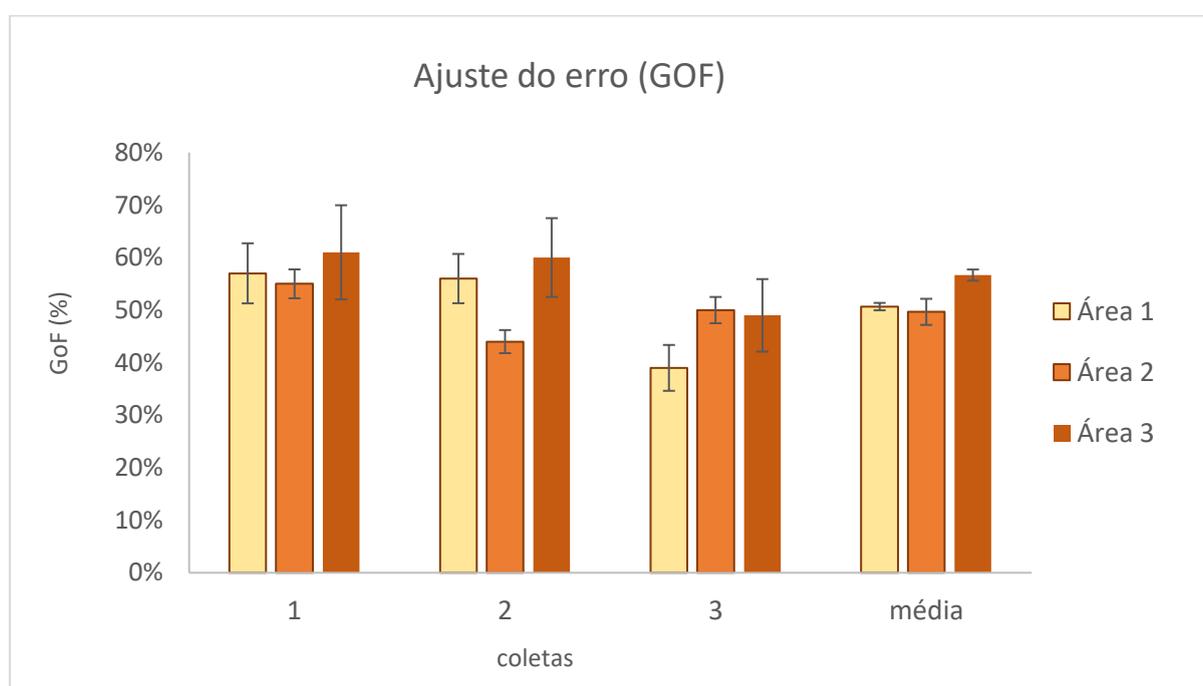
Fonte: Elaborada pelo autor (2025).

6.4.5. Desempenho do modelo

Os resultados do ajuste do erro (GOF - Goodness of Fit) indicam que o modelo utilizado apresentou um desempenho moderado a bom na estimativa das contribuições das fontes de sedimentos nas três áreas analisadas (Figura 6.14). A Área 3 teve os maiores valores médios de GOF, sugerindo que o modelo conseguiu capturar melhor a variabilidade dos dados nessa região.

Por outro lado, a Área 2 apresentou o menor ajuste, especialmente na segunda coleta, o que pode indicar maior complexidade na dinâmica de sedimentos ou fatores externos não contemplados pelo modelo. Para a Primeira coleta o GOF varia entre aproximadamente 55% e 65% nas três áreas. A área 3 apresenta o maior valor, com um intervalo de confiança mais amplo e a área 2 apresenta o menor GOF.

Figura 6.14 - Ajuste do erro (GOF) para o modelo proposto



Fonte: Elaborada pelo autor (2025).

Na segunda coleta o GOF da área 2 diminuiu consideravelmente (próximo de 45%), indicando um ajuste menor do modelo. As Áreas 1 e 3 mantêm valores próximos, em torno de 55%-60%. A Área 3 continua apresentando maior variabilidade. Na terceira coleta o GOF se estabilizou variando pouco.

De modo geral, os achados reforçam a importância de considerar variações espaciais e temporais nos estudos de erosão e transporte de sedimentos. Pois, A média geral do ajuste do erro para as três áreas, considerando a média de cada uma delas, foi de aproximadamente 53,3%. Portanto, melhorias no modelo podem ser necessárias para áreas com menor ajuste, pois conforme apresentado no capítulo anterior desta tese e de acordo com estudos de (Chen *et al.*, 2019; Lizaga *et al.*, 2020; Karimi *et al.*, 2022; Mohammadi *et al.*, 2023; Ghaderi *et al.*, 2025) um índice GOF superior a 60% é indicativo de um modelo confiável.

6.5. Conclusões

As análises geoquímicas com fluorescência de raio-x, espectrorradiometria e de suscetibilidade magnéticas permitiram a discriminação das principais fontes sedimentares, que incluem lavouras, campo e calha do arroio.

Os resultados indicaram variações espaciais e temporais na contribuição das fontes, com destaque para a predominância dos sedimentos originados da calha do arroio nas três coletas realizadas.

A análise estatística indicou que o COT e o Sr foram os traçadores mais conservadores, apresentando elevada capacidade discriminatória para separar as fontes de sedimentos. Além disso, a suscetibilidade magnética demonstrou ser uma ferramenta complementar valiosa, especialmente na diferenciação de materiais sedimentares ricos em ferro.

A aplicação do modelo de mistura revelou padrões diferentes nas contribuições das fontes de sedimentos. Apesar da eficácia do método empregado, algumas limitações foram identificadas, como a variação no desempenho do modelo em diferentes áreas.

Estudos futuros podem aprimorar a acurácia da predição das fontes sedimentares por meio da incorporação de novas variáveis, além da ampliação do período de amostragem para incluir diferentes condições hidrológicas.

Portanto, este estudo reforça a importância da técnica de *fingerprinting* como ferramenta de monitoramento e gestão de sedimentos, contribuindo para o desenvolvimento de estratégias eficazes na mitigação da erosão e conservação dos recursos hídricos em bacias hidrográficas agrícolas.

7. Considerações Finais

Os resultados desta pesquisa reforçam a importância do uso de abordagens integradas para o monitoramento da qualidade ambiental, contribuindo para políticas de gestão sustentável dos recursos hídricos e do solo.

A análise bibliométrica demonstrou um crescimento significativo das pesquisas na área, destacando a evolução metodológica e a incorporação de novas técnicas, como as utilizadas nos capítulos 2 e 3: espectrorradiometria, suscetibilidade magnética e espectrometria de fluorescência de raios X.

A literatura revisada ressalta a necessidade de aprimoramento contínuo na seleção de traçadores e na modelagem estatística para garantir uma identificação mais precisa das fontes sedimentares.

A análise experimental realizada nas bacias do sul do Brasil permitiu a validação de hipóteses centrais do estudo. Primeiramente, no capítulo 2 a utilização combinada de traçadores geoquímicos, carbono orgânico total (COT) e coeficientes de cor, associada a modelos estatísticos avançados, aumentou a confiabilidade das estimativas das contribuições sedimentares.

Para o Capítulo 3 o emprego de técnicas não destrutivas, como espectrorradiometria, suscetibilidade magnética (SM) e espectrometria de fluorescência de raios X (XRF), demonstrou ser uma abordagem promissora para melhorar a precisão dos modelos de mistura. A análise multivariada revelou que a combinação dessas metodologias permite uma identificação mais detalhada da composição química dos sedimentos e uma modelagem mais robusta das fontes sedimentares.

Os dois últimos capítulos apontam a calha do arroio como a principal fonte de sedimentos, mas no Capítulo 3 essa predominância foi mais expressiva. Isso pode ser atribuído as técnicas utilizadas, que permitiram um refinamento na quantificação das contribuições.

Em termos de desempenho do modelo, o GOF médio no Capítulo 2 foi de 43%, considerado moderado, enquanto no Capítulo 3 foi de 53,3%, indicando uma melhoria no ajuste do modelo quando associadas as novas técnicas. Os resultados reforçam a importância da combinação de diferentes técnicas analíticas para

aprimorar a identificação das fontes de sedimentos e reduzir incertezas na modelagem de mistura.

Diante disso, este estudo não apenas amplia o conhecimento sobre os processos de transferência de sedimentos, mas também fornece subsídios técnicos e científicos para embasar ações voltadas à redução da degradação ambiental e à sustentabilidade dos sistemas fluviais.

Pesquisas futuras podem aprofundar essa abordagem incorporando séries temporais mais longas, podem aprofundar a relação entre eventos de precipitação, variação sazonal e resposta dos diferentes usos do solo na geração e transporte de sedimentos, para aprimorar ainda mais a compreensão da dinâmica sedimentar na região.

8. Referências

AGUIAR, M.I., MAIA, S.M.F., OLIVEIRA, T.S., MENDONÇA, E.S., ARAÚJO FILHO, J.A., 2006. Perdas de solo, água e nutrientes em sistemas agroflorestais no município de Sobral, CE. *Revista Ciência Agronômica* 37, 270-278. ISSN 0045-6888.

ALEWELL, C., BORELLI, P., MEUSBURGER, K., PANAGOS, P., 2019. Using the USLE: Chances, challenges and limitations of soil erosion modelling. *International soil and water conservation research* 7, 203-225. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2019.05.004>.

ALMEIDA, M.C., ARAUJO, J.K.S., RIBEIRO FILHO, M.R., SOUZA JÚNIOR, V.S., 2019. Relief position and soil properties under continuous banana cropping in subhumid climate in Northeast Brazil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 43, 1-16. <https://doi.org/10.1590/18069657rbcS20180207>

AMORIM, R.S.S., SILVA, D.D., PRUSKI, F.F., MATOS, A.T., 2010. Avaliação do desempenho dos modelos de predição da erosão hídrica USLE, RUSLE E WEPP para diferentes condições edafoclimáticas do Brasil. *Engenharia Agrícola* 30, 1046-1049. <https://doi.org/10.1590/S0100-69162010000600006>

ANACHE, J.A.A., WENDLAND, E.C., OLIVEIRA, P.T.S., FLANAGAN, D.C., NEARING, M.A., 2017. Runoff and soil erosion plot-scale studies under natural rainfall: A meta-analysis of the Brazilian experience. *Catena* 152, 29–39. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.01.003>

ANACHE, J.A., FLANAGAN, D.C., SRIVASTAVA, A., WENDLAND, E.C., 2018. Land use and climate change impacts on runoff and soil erosion at the hillslope scale in the Brazilian Cerrado. *Science of The Total Environment* 622-623, 140–151. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.257>

ANGULO FILHO, R., ELLIOT, W.J., DECHEN, S.C.F., LOMBARDI NETO, F., 1992. Utilização do modelo “WEPP” para simulação de erosão no Brasil – Estudo preliminar. (Relatório Técnico, 3). Piracicaba: ESALQ, SP, 3, 65-79.

ARAGÃO, R., CRUZ, M.A.S., AMORIM, J.R.A., MENDONÇA, L.C., FIGUEIREDO, E.E., Srinivasan, V.S., 2013. Análise de sensibilidade dos parâmetros do modelo SWAT e simulação dos processos hidrossedimentológicos em uma bacia no agreste nordestino. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 37, 1091-1102. <https://doi.org/10.1590/S010006832013000400026>

ARAUJO, M.M.F., GUZMÁN, G., GÓMEZ, JA, KOITER, A., NACHTIGALL, S., E MIGUEL, P.: Sediment Source Identification in a Southern Brazilian Watershed: Utilizing Geochemical Properties and Spectral Signatures with Mixing Models, EGU General Assembly 2024, Viena, Áustria, 14–19 de abril de 2024, EGU24-16690, <https://doi.org/10.5194/egusphere-egu24-16690>, 2024.

ARNOLD, J.G., SRINIVASAN, R., MUTTIAH, R.S., WILLIAMS, J.R., 1998. Large area hydrologic modeling and assessment: Part I. Model development. *Journal of the American Water Resources Association* 34, 73-89. <https://doi.org/10.1111/j.17521688.1998.tb05961.x>

AUERSWALD, K., FIENER, P., MARTIN, W., ELHAUS, D., 2014. Use and misuse of the K factor equation in soil erosion modeling: an alternative equation for determining USLE nomograph soil erodibility values. *Catena* 118, 220-225. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2014.01.008>

AVANZI, J.C., SILVAL, M.L.N., CURIL, N., MELLO, C.R., FONSECA, S., 2008. Calibração e aplicação do modelo MUSLE em uma microbacia hidrográfica nos Tabuleiros Costeiros brasileiros. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* 12, 563–569. <https://doi.org/10.1590/S141543662008000600001>

AVANZI, J.C., VIOLA, M.R., MELLO, C.R., BIONGO, M.V., PONTES, L.M., 2019. Modeling of the rainfall and R-factor for Tocantins State, Brazil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 43, 1-14. <https://doi.org/10.1590/18069657rbcS20190047>

AYER, J.E.B., OLIVETTI, D., MINCATO, R.L., SILVA, M.L.N., 2015. Erosão hídrica em Latossolos Vermelhos distróficos. *Pesquisa Agropecuária Tropical* 45, 180-191. <https://doi.org/10.1590/198340632015v4531197>

AWITI, A.O.; WALSH, M.G.; SHEPHERD, K.D.; KINYAMARIOET, J. Soil condition classification using infrared spectroscopy: A proposition for assessment of soil condition along a tropical forest-cropland chronosequence. *Geoderma*, Amsterdam, v.143, p. 73-84, 2008.

BARBOSA, R.S., MARQUES JÚNIOR, J., BARRÓN, V., MARTINS FILHO, M.V., Siqueira D.S., Peluco, R.G., Camargo, L.A., Silva, L.S., 2019. Prediction and mapping of erodibility factors (USLE and WEPP) by magnetic susceptibility in basalt-derived soils in northeastern São Paulo state. *Brazil Environ Earth Sci* 78, 1-12. <https://doi.org/10.1007/s12665-018-8015-0>

BARROS, E.N.S., VIOLA, M.R., RODRIGUES, J.A.M., MELLO, C.R., AVANZI, J.C., BIONGO, M., 2018. Modelagem da erosão hídrica nas bacias hidrográficas dos rios Lontra e Manoel Alves Pequeno, Tocantins. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias* 13, 1-9. <https://doi.org/10.5039/agraria.v13i1a5509>.

BATISTA, P.V.G., SILVA, M.L.N., SILVA, B.P.C., CURI, N., BUENO, I.T., JÚNIOR, F.W.A., DAVIES, J., QUINTON, J., 2017. Modelling spatially distributed soil losses and sediment yield in the upper Grande River Basin-Brazil. *Catena* 157, 139-150. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.05.025>

BATISTA, P. V. G., LACEBY, J. P., & EVRARD, O. (2022). How to evaluate sediment *fingerprinting* source apportionments. *Journal of Soils and Sediments*, 22, 1315–1328. [https://doi.org/10.1007/s11368-022-](https://doi.org/10.1007/s11368-022-03157-4)

03157-4.

BELLINASSO, H.; DEMATTE, J. A. M; ROMEIRO, S. A. Soil spectral library and its use in soil classification. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 34, n 3, Jun.2010.

BEN-DOR, E.; HELLER, D.; CHUDNOVSKY, A. A novel method of classifying soil profiles in the field optical means. *Soil Science Society American Journal*, v. 72, p.1113-1123, 2008.

BENCHETTOUTH, A., KOURI, A., JEBARI, S., 2017. Spatial estimation of soil erosion risk using RUSLE/GIS techniques and practices conservation suggested for reducing soil erosion in Wadi Mina watershed (northwest, Algeria). *Arabian Journal of Geosciences* 10, 1-16. <https://doi.org/10.5772/intechopen.96190>

BENIAICH, A., SILVA, M.L.N., GUIMARÃES, D.V., BISPO, D.F.A., AVANZI, J.C., CURI, N., PIO, R., DONDEYNE, S., 2020. Assessment of soil erosion in olive orchards (*Olea europaea* L.) under cover crops management systems in the tropical region of Brazil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 44, 1-22. <https://doi.org/10.36783/18069657rbcs20190088>

BENNETT, H.H., CHAPLINE, W.R., 1928. Soil erosion: a national menace. United States Department of Agriculture (USDA), Circular nº 33. Disponível em: <https://naldc.nal.usda.gov/download/CAT87212611/PDF>. Acesso em: 05 jul. 2022.

BERTONI, J., LOMBARDI NETO, F., 2010. *Conservação do solo*. São Paulo: Ícone. 360 p.

BESKOW, S., MELLO, C.R., NORTON, L.D., CURI, N., VIOLA, M.R., AVANZI, J.C., 2009. Soil erosion prediction in the Grande River Basin, Brazil using distributed modeling. *Catena* 79, 49-59. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2009.05.010>

BLAINSKI, É., ACOSTA, E., NOGUEIRA, P.C.P., 2017. Calibração e validação do modelo SWAT para simulação hidrológica em uma bacia hidrográfica do litoral

norte catarinense. *Revista Ambiente & Água* 12, 226-237. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1951>

BORRELLI, P., *ET AL.*, 2021. Soil erosion modelling: A global review and statistical analysis. *Science of The Total Environment* 780, 1-18. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146494>

BORRELLI, P., LUGATO, E., MONTANARELLA, L., PANAGOS, P., 2017a. A new assessment of soil loss due to wind erosion in European agricultural soils using a quantitative spatially distributed modelling approach. *Land Degradation Development* 28, 335-344. <https://doi.org/10.1002/ldr.2588>

BORRELLI, P., ROBINSON, D.A., FLEISCHER, L.R., LUGATO, E., BALLABIO, C., ALEWELL, C., MEUSBURGER, K., MODUGNO, S., SCHÜTT, B., FERRO, V., BAGARELLO, V., VAN OOST, K., MONTANARELLA, L., PANAGOS, P., 2017b. An assessment of the global impact of 21st century land use change on soil erosion. *Nature Communications* 8, 1-13. <https://doi.org/10.1038/s41467-017-02142-7>

BRAZ, A.M., SANTOS, K.P.M.G., JULIO, V.A., 2014. Uso do geoprocessamento para avaliação da susceptibilidade erosiva da bacia hidrográfica do Córrego Ypê-Ilha Solteira/SP. *Fórum Ambiental da Alta Paulista* 10, 90-102. <https://doi.org/10.17271/198008271022014863>

CÂNDIDO, B.M., JAMES, M., QUINTON, J., LIMA, W., SILVA, M.L.N., 2020. Sediment source and volume of soil erosion in a gully system using UAV photogrammetry. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 44, 1-14. <https://doi.org/10.36783/18069657rbc20200076>

CASSOL, E.A., SILVA, T.S.P., ELTZ, F.L.F., LEVIEN, R., 2018. Soil erodibility under natural rainfall conditions as the K factor of the universal soil loss equation and application of the nomograph for a subtropical Ultisol. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 42, 1-12. <https://doi.org/10.1590/18069657rbc20170262>

CHEN, X.; ZHAO, Y.; HUANG, W.; YANG, H.; ZHANG, Y.; FAN, S. Using n-alkane biomarkers in sediment *fingerprinting* to identify sediment sources in a small catchment of Northwest China. *Science of the Total Environment*, v. 571, p. 1189-1198, 2016.

COLLINS, A.L.; WALLING, D.E.; LEEKS, G.J.L. *Fingerprinting* the origin of fluvial suspended sediment in larger river basins: combining assessment of spatial provenance and source type. *Geografiska Annaler*, v.79, p.239-254, 1997

COLLINS, A.L., WALLING, D.E., 2002. Selecting *fingerprinting* properties for discriminating potential suspended sediment sources in river basins. *J. Hydrol.* 261, 218–244. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(02\)00011-2](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(02)00011-2).

COLLINS, A. L. *et al.*, Tracing sediment loss from eroding farm tracks using a geochemical fingerprinting procedure combining local and genetic algorithm optimization. *Science of the Total Environmental*, v. 408, p. 5461-5471, 2010.

COLLINS, A.L., PULLEY, S., FOSTER, I.D.L., GELLIS, A., PORTO, P., & HOROWITZ, A.J. (2017). Sediment source *fingerprinting* as an aid to catchment management: A review of the current state of knowledge and a methodological decision-tree for end-users. *Journal of Environmental Management*, 194, 86-108. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.02.022>

COOPER, RJ, RAWLINS, BG, LZ, B., KRUEGER, T., HISCOCK, KM, LEZE, B., KRUEGER, T., HISCOCK, KM, 2014. Combinando dois métodos analíticos baseados em papel de filtro monitorar variações temporais nas propriedades geoquímicas do material particulado fluvial em suspensão. *Hidrol. Processo*. 28, 4042–4056. <https://doi.org/10.1002/hyp.9945>

COOPER, R. J.; KRUEGER, T. Examining high-temporal resolution fluvial sediment source *fingerprinting* with uncertainty: A Bayesian approach. *Earth Surface Processes and Landforms*, v. 42, n. 2, p. 206-219, 2017.

CUNHA, A.M., FEITOZA, H.N., FEITOZA, L.R., OLIVEIRA, F.S., LANI, J.L., CARDOSO, J.K.F., TRINDADE, F.S., 2016. Atualização da legenda do mapa de reconhecimento de solos do Estado do Espírito Santo e implementação de interface no geobases para uso dos dados em SIG. *Geografares* 2, 32-65. <https://doi.org/10.47456/geo.v2i22.30205>

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

DAVIES, T. R., FRYIRS, K. A., & CROKE, J. (2018). A review of sediment *fingerprinting* and tracing methodologies. *Earth-Science Reviews*, 181, 192-207.

DANTAS, J.C., SILVA, M.A., SILVA, R.M., VIANNA, P.C.G., 2015. Simulação vazão erosão usando o modelo swat para uma grande bacia da região semiárida da Paraíba. *Geociências* 34, 816-827.

DECHEN, S.C.F., TELLES, T.S., GUIMARÃES, M.F., DE MARIA, I. C., 2015. Losses and costs associated with water erosion according to soil cover rate. *Bragantia*. 74, 224-233. <http://dx.doi.org/10.1590/1678-4499.0363>.

DEMATTE, J.A.M., R. C. Campos, M.C. Alves, P.R. Fiorio, and M.R. Nanni. 2004. "Visible-NIR reflectance: a new approach on soil evaluation". *Geoderma* 121: 91-112. doi:10.1016/j.geoderma.2003.09.012

DEMATTE, J. A. M., TERRA, F. S. Spectral pedology: A new perspective on evaluation of soils along pedogenetic alterations. *Geoderma*, v. 217-218, p. 190-200, 2014.

DEMATTE, J. A. M. *et al.*, Soil analytical quality control by traditional and spectroscopy techniques: constructing the future of a hybrid laboratory for low environmental impact. *Geoderma*, Amsterdam, v. 337, p. 111–121, 2018.

DEVEREUX, O. H., PRESTEGAARD, K. L., NEEDELMAN, B. A., & GELLIS, A. C. (2010). Suspended-sediment sources in an urban watershed, Northeast Branch Anacostia River, Maryland. *Hydrological Processes*, 24(11), 1391–1403. <https://doi.org/10.1002/hyp.7604>. <https://doi.org/10.1002/hyp.7604>

DIDONÉ, E.; MINELLA, J.P.G.; MERTEN, G. Quantifying soil erosion and sediment yield in a catchment in Southern Brazil and implications for land conservation. *Journal Soil Sediment*, v.15, p.2334-2346, 2015.

DOUGLAS, I., FERGUSON, R., & MCGOWAN, G. (2007). Soil erosion in the humid tropics: a manual for soil conservation in tropical Africa. New York: Columbia University Press.

DRAGICEVIC, N., KARLEUSA, B., OZANIC, N., 2016. A review of the Gavrilovic method (Erosion Potential Method) application. *Gradevinar* 9, 715-725. <https://doi.org/10.14256/JCE.1602.2016>

DURÃES, M.F., MELLO, C.R., 2016. Distribuição espacial da erosão potencial e atual do solo na Bacia Hidrográfica do Rio Sapucaí, MG. *Engenharia Sanitária e Ambiental* 21, 677-685. <https://doi.org/10.1590/S141341522016121182>

EBLING, E.D., REICHERT, J.M., PELÁEZ, J.J.Z., RODRIGUES, M.F., VALENTE, M.L., CAVALCANTE, R.B.L., REGGIANI, P., SRINIVASAN, R., 2021. Event-based hydrology and sedimentation in paired watersheds under commercial eucalyptus and grasslands in the Brazilian Pampa biome. *International Soil and Water Conservation Research* 9, 180-194. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2020.10.008>

EBRAHIMZADEH, S., MOTAGH, M., MAHBOUB, V., HARIJANI, F.M., 2018. AN IMPROVED RUSLE/SDR model for the evaluation of soil erosion. *Environmental Earth Sciences* 77, 1-17. <https://doi.org/10.1007/s12665-018-7635-8>

ESTEVAM, A. L. D.; MAIA, D. C. Morfometria e enchentes urbanas na bacia hidrográfica do Rio Jaguaribe, Salvador-BA. Geopauta, [S. l.], v. 6, p. e10755, 2023. DOI: 10.22481/rg.v6.e2022.e10755. Disponível em: <https://periodicos2.uesb.br/index.php/geo/article/view/10755>.

EVARD, O.; LACEBY, P.J.; HUON, S.; LEFÈVRE, I.; SENGTAHEUANHOUNG, O.; RIBOLZI, O. Combining multiple fallout radionuclides (^{137}Cs , ^7Be e ^{210}Pb) to investigate temporal sediment source dynamics in tropical ephemeral river systems. *Journal of Soils and Sediments*, v.16, p.1130-1144, 2016

EVARD O, LACEBY JP, FICETOLA GF, GIELLY L, HUON S, LEFEVRE I, ONDA Y, POULENARD J (2019) Environmental DNA provides information on sediment sources: a study in catchments affected by Fukushima radioactive fallout. *Sci Total Environ* 665:873–881

EVARD, O.; ABE, Y.; DUFOUR, S.; SAKUMA, K.; IVANOV, M.; NAKAGAWA, K.; LACEY, M.; YAMADA, T.; TANIGUCHI, K.; AYRAULT, S. Impact of 2019 typhoons on sediment sources and ^{137}Cs concentrations in rivers draining the Fukushima radioactive plume, Japan. *Science of the Total Environment*, v. 716, 137025, 2020

EVARD, O., BATISTA, P. V. G., COMPANY, J., DABRIN, A., FOUCHER, A., FRANKL, A., GARCÍA-COMENDADOR, J., HUGUET, A., LAKE, N., LIZAGA, I., MARTÍNEZ-CARRERAS, N., NAVRATIL, O., PIGNOL, C., & SELIER, V. (2022). Improving the design and implementation of sediment *fingerprinting* studies: summary and outcomes of the TRACING 2021 Scientific School. *Journal of Soils and Sediments*, 22, 1648–1661. <https://doi.org/10.1007/s11368-022-03203-1>.

FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. –. Status of the World's Soil Resources: Main Report. Roma: Intergovernmental Technical Panel

on Soils – ITPS, 2015. Disponível em: <https://www.fao.org/3/i5199e/i5199e.pdf>. Acesso em: 05 jul. 2022.

FARIAS, JR, COSTA, GAR, & SILVA, RT (2023). Técnica de mapeamento para modelagem da bacia hidrográfica do Rio São Francisco, Brasil, utilizando o SWAT. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 16 (1), 1-15.

FAYAS, C.M., ABEYSINGHA, N.S., NIRMANEE, K.G.S., SAMARATUNGA, D., MALLAWATANTRI, A., 2019. Soil loss estimation using rusle model to prioritize erosion control in KELANI river basin in Sri Lanka. *International Soil and Water Conservation Research* 7, 130-137. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2019.01.003>

FERREIRA, A.O., GONZATTO, R., MIOLA, A., ELTZ, F.L.F., AMADO, T.J.C., 2010. Influência da declividade e de níveis de cobertura do solo no processo de erosão com chuva simulada. *Revista Verde* 5, 182-190.

FOLTZ, R.B.; ELLIOT, W.J.; WAGENBRENNER, N.S. Soil erosion model predictions using parent material/soil texture-based parameters compared to using site-specific parameters. *Transactions of the ASABE*, v. 54, p.1347-1356, 2011.

FOX, J., & PAPANICOLAOU, T. (2008). Sediment source tracing in the desert southwest: A review. *Geomorphology*, 96(1-2), 91-102.

FRANKL A, EVRARD O, CAMMERAAT E, TYTGAT B, VERLEYEN-1123,2008. E, STOKES A (2022) Tracing hotspots of soil erosion in high mountain environments: how forensic science based on plant eDNA can lead the way – an opinion. *Plant Soil*. <https://doi.org/10.1007/s11104-021-05261-9>.

FRANKS S, ROWAN J (2000) Multi-parameter fingerprinting of sediment sources: uncertainty estimation and tracer selection. *Comp Methods Water Resour* 13:1067–1074

FRANZ, C., MAKESCHIN, F., WEIß, H., & LORZ, C. (2013). Geochemical signature and properties of sediment sources and alluvial sediments within the Lago Paraná catchment, Brasília DF: A study on anthropogenic introduced chemical elements in an urban river basin. *Science of the Total Environment*, 452, 411–420. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.02.077>

FRASCARELI, D., BOCHICHI, D. DA C., MARTINS, A. C. G., & RABELO, D. R. (2023). Utilização das geotecnologias para avaliação do potencial de erosão do solo na bacia hidrográfica do Rio Pirajibu-mirim, São Paulo, Brasil. *Pesquisas Em Geociências*, 50(1), e129338. <https://doi.org/10.22456/1807-9806.129338>

FREITAS, F.J., CANTALICE, J.R.B., BEZERRA, S.A., SILVA, M.D.R.O., SANTOS, P.M., CORREA, R.M., LIMA, P.A., FIGUEIRA, S.B., 2008. Erosão em entressulcos sob Caatinga e cultura agrícolas. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 32, 1743-1751.

GALOSKI, C. E., MARTINEZ, A. E. J., SCHULTZ, G. B., DOS SANTOS, I., & FROEHNER, S. (2019). Use of n-alkanes to trace erosion and main sources of sediments in a watershed in southern Brazil. *Science of the Total Environment*, 682, 447–456. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.209>

GANASRI, B.P., RAMESH, H., 2016. Assessment of soil erosion by RUSLE model using remote sensing and GIS - A case study of Nethravathi Basin. *Geoscience Frontiers* 7, 953-961. <https://doi.org/10.1016/j.gsf.2015.10.007>

GAUBI, I., CHAABANI, A., BEN MAMMOU, A., HAMZA, M.H., 2017. A GIS-based soil erosion prediction using the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) (Lebna watershed, Cap Bon, Tunisia). *Natural Hazards* 86, 219-239. <https://doi.org/10.1007/s11069-016-2684-3>

GAVRILOVIC, S., 1962. A method for estimating the average annual quantity of sediments according to the potency of erosion. Bulletin of the Faculty of Forestry 26, 151-168. <https://doi.org/10.1590/14137054202044031419>

GOURDIN, E., EVRARD, O., HUON, S., REYSS, J.-L., RIBOLZI, O., BARIAC, T., SENGTAHEUANGHOUNG, O., & AYRAULT, S. (2014). Spatial and temporal variability of ⁷Be and ²¹⁰Pb wet deposition during four successive monsoon storms in a catchment of northern Laos. Journal of Environmental Radioactivity, 136, 195–205. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2014.06.008>

GOUVEIA, R. G. L., & CÂMARA, L. R. A. (2024). Avaliação da erosão natural e real do solo da bacia hidrográfica Rio Uberabinha - MG utilizando RUSLE. Revista Caderno Pedagógico, 21(1), 181. <https://doi.org/10.54033/cadped.v21.n1-181>

GRAÇA, C.H., PASSIG, F.H., KELNIAR, A.R., PIZA, M.A., CARVALHO, K.Q., ARANTES, E.J., 2015. Multitemporal analysis of estimated soil loss for the river Mourão watershed, Paraná-Brazil. Brazilian Journal of Biology 75, 120-130. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.00613suppl>

GUZMAN, G. *et al.*, Sediment tracers in water erosion studies: current approaches and challenges. Journal of Soils and Sediments, v.13, p. 816-833, 2013.

GUZMÁN, G; RAMOS, A; BARRÓN, V; GÓMEZ, J. A.; Otimizando o potencial de traçadores à base de óxido de ferro. Assembleia Geral da União Europeia de Geociências, 2020.

GUERRA, A.J.T., SILVA, A.S., BOTELHO, R.G.M., 2012. Erosão e conservação dos solos: conceitos, temas e aplicação. 8. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 339 p.

HADDADCHI, A., RYDER, D. S., EVRARD, O., & OLLEY, J. (2013). Sediment *fingerprinting* in fluvial systems: Review of tracers, sediment sources and mixing models. *International Journal of Sediment Research*, 28(4), 560–578. [https://doi.org/10.1016/S1001-6279\(14\)60013-5](https://doi.org/10.1016/S1001-6279(14)60013-5)

HADDADCHI, A., OLLEY, J., & LACEBY, P. (2014). Accuracy of mixing models in predicting sediment source contributions. *Science of the Total Environment*, 497–498, 139–152. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.07.105>

HIRAVE, P., WIESENBERG, G.L.B., BIRKHOLZ, A., ALEWELL, C., 2020. Understanding the effects of early degradation on isotopic tracers: implications for sediment source attribution using compound-specific isotope analysis (CSIA). *Biogeosciences Discuss.*1–18 <https://doi.org/10.5194/bg-2019-205>.

HUANGFU, J., WANG, Y., FENG, Y., LIU, C., WU, X., JIN, Z., *et al.*, (2020). Sediment source *fingerprinting* based on machine learning techniques: A critical review and suggestions for future research. *Journal of Hydrology*, 582, 124537.

KLAGES, M.G., HSIEH, Y.P., 1975. Suspended solids carried by the Galatin River of Southwestern Montana: II. Using mineralogy for inferring sources. *Journal of Environmental Quality* 4, 68–73. <https://doi.org/10.2134/jeq1975.00472425000400010016x>

KIM W., DOH S-J., YU Y., LEE Y.II. 2013. Magnetic evaluation of sediment provenance in the northern East China Sea using fuzzy c-means cluster analysis. *Mar. Geol.*, 337:9-19.

KOITER, A. J., LOBB, D. A., OWENS, P. N., PETTICREW, E. L., TIESSEN, K. H. D., & LI, S. (2013). Investigating the role of connectivity and scale in assessing the sources of sediment in an agricultural watershed in the Canadian prairies using sediment source *fingerprinting*. *Journal of Soils and Sediments*, 13(10), 1676–1691. <https://doi.org/10.1007/s11368-013-0762-7>

KRISHNAPPAN, B.G., CHAMBERS, P.A., BENOY, G., CULP, J., 2009. Sediment source identification: a review and a case study in some Canadian streams. *Canadian Journal of Civil Engineering* 36, 1622–1633. <https://doi.org/10.1139/L09-110>

KUMAR, A., DEVI, M., DESHMUKH, B., 2014. Integrated remote sensing and geographic information system based RUSLE modelling for estimation of soil loss in western Himalaya, India. *Water Resources Management* 28, 3307-3317. <https://doi.org/10.1007/s11269-014-0680-5>

LABRIÈRE, N., LOCATELLI, B., LAUMONIER, Y., FREYCON, V., BERNOUX, M., 2015. Soil erosion in the humid tropics: A systematic quantitative review. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 203, 127-139, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.01.027>

LACEBY JP, MCMAHON J, EVRARD O, OLLEY J (2015) A comparison of geological and statistical approaches to element selection for sediment *fingerprinting*. *J Soils Sediments* 15:2117–2131.

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

LANE, L.J., RENARD K.G., FOSTER, G.R., LAFLEN, J.M., 1992. Development and application of modern soil erosion prediction technology. *Australian Journal of Soil Research* 30, 893–912. <https://doi.org/10.1071/SR9920893>

LATORRE B, LIZAGA I, GASPAR L, NAVAS A (2021) A novel method for analysing consistency and unravelling multiple solutions in sediment fingerprinting. *Sci Total Environ* 789:147804

LELIS, T.A., CALIJURI, M.L., 2010. Modelagem hidrossedimentológica de bacia hidrográfica na região sudeste do Brasil, utilizando o SWAT. *Ambiente & Água -*

An Interdisciplinary Journal of Applied Science 5, 158-174.
<https://doi.org/10.4136/1980-993X>

LENSE, G.H.E., MOREIRA, R.S., PARREIRAS, T.C., AVANZI, J.C., MINCATO, R.L., 2021. Modeling of soil organic carbon loss by water erosion on a tropical watershed. *Revista Ciência Agrônômica* 52, 1-8. <https://doi.org/10.5935/1806-6690.20210011>

LENSE, G.H.E., MOREIRA, R.S., PARREIRAS, T.C., SANTANA, D.B., BOLELLI, T.M., MINCATO, R. L., 2020. Modelagem da erosão hídrica pelo Método de Erosão Potencial e pela Equação Universal de Perda de Solo Revisada: uma análise comparativa. *Revista Ambiente & Água* 15, 1-11. <https://doi.org/10.5433/1679-0359.2019v40n2p555>

LIMA, P.L.T., SILVA, M.L.N., QUINTON, J.N., ARMSTRONG, A., INDA, A.V., BATISTA, P.V.G., POGGERE, G.C., CURI, N., 2020. Tracing the origin of reservoir sediments using magnetic properties in Southeastern Brazil. *Semina: Ciências Agrárias* 41, 847-864. <https://doi.org/10.5433/16790359.2020v41n3p847>

LIMA, JS, NUNES, DD, & CHECCHIA, TE (2021). Aplicação do modelo SWAT como ferramenta para análises hidrossedimentológicas na bacia hidrográfica do Rio Mutum Paraná – Rondônia. *Geosul*, 36 (434-453), 1-20. <https://doi.org/10.5007/21775230.2021.e66199>

LIZAGA, I.; LATORRE, B.; MORENO, L.; MARTÍNEZ-MENA, M. *Fingerprinting* approach and spatial distributed model for understanding erosion dynamics in small catchments. *Geoderma*, v. 318, p. 71-82, 2018.

LIZAGA, I.; LATORRE, B.; MORENO, L.; MARTÍNEZ-MENA, M. Using an unmixing model and the FingerPro tool for sediment source quantification in an

agroforestry catchment, northern Spain. *Science of the Total Environment*, v. 672, p. 371-383, 2019.

LIZAGA, IVAN; LATORRE, BORJA; GASPAR, LETICIA; NAVAS, ANA. Classificação de consenso como método para identificar traçadores não conservadores e dissidentes em estudos de fingerprinting. *Science of the Total Environment*, v. 737, p. 139737, 2020. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.139737

MARTÍNEZ-CARRERAS, N., KREIN, A., JOST, G., GALLART, F., & LUTZ, S. R. (2010). Exploring sediment connectivity at the hillslope scale in Mediterranean mountain areas: an assessment of the potential of airborne LiDAR and GIS-based modeling. *Earth Surface Processes and Landforms*, 35(7), 835-847

MCLACHLAN, G. J., PEEL, D., WILEY, B., & EBRARY, I. (2000). *Finite mixture models*. New York: Wiley. <https://doi.org/10.1002/0471721182>

MELO, C.R.; NORTON, L.D.; PINTO, L.C.; BESKOW, S.; CURI, N. Agricultural watershed modeling: a review for hydrology and soil erosion processes. *Ciência e Agrotecnologia*, v.40, p.7-25, 2016

MIGUEL, P.; DALMOLIN, R.S.D.; PEDRON, F. de A.; MOURA-BUENO, J.M.; TIECHER, T. Identificação de fontes de produção de sedimentos em uma bacia hidrográfica de encosta. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.38, n.2, p.585 – 598, 2014. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832014000200023>

MINELLA, J. P. G. *et al.*, Combining sediment source tracing techniques with traditional monitoring to assess the impact of improved land management on catchment sediment yields. *Journal of Hydrology*, Amsterdam, v. 348, p. 546-563, 2008.

MINELLA, J. P. G., WALLING, D. E., MERTEN, G. H., ACCIOLY, L. J. DE O., & LAVORENTI, A. (2014). Use of ¹³⁷Cs technique for monitoring soil redistribution

associated with different land uses in a small catchment in southern Brazil. *Catena*, 113, 9-20. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2013.09.012>

MOORE, J. W.; SEMMENS, B. X. Incorporating uncertainty and prior information into stable isotope mixing models. *Ecology Letters*, v. 11, n. 5, p. 470-480, 2008.

MOURA-BUENO, JEAN MICHEL; DALMOLIN, RICARDO SIMÃO DINIZ; HORST-HEINEN, TACIARA ZBOROWSKI; CATEN, ALEXANDRE DEZ; VASQUES, GUSTAVO M.; DOTTO, ANDRÉ CARNIELETTO; GRUNWALD, SABINE. Quando ocorre a estratificação desolo espectral de carbono do solo? *Science of The Total Environment*, v. 737, p. 139895, 2020. DOI: 10.1016 / j.scitotenv.2020.139895

MUKUNDAN, R., RADCLIFFE, D. E., RITCHIE, J. C., RISSE, L. M., & MCKINLEY, R. A. (2010). Sediment *fingerprinting* to determine the source of suspended sediment in a southern Piedmont stream. *Journal of Environmental Quality*, 39(4), 1328. <https://doi.org/10.2134/jeq2009.0405>

NASCIMENTO, R. C.; MAIA, Â. J.; BEZERRA DA SILVA, Y. J. A.; AMORIM, F. F.; NASCIMENTO, C. W. A. do; TIECHER, T.; EVRARD, O.; COLLINS, A. L.; BIONDI, C. M.; *Sediment source apportionment using geochemical composite signatures in a large and polluted river system with a semiarid-coastal interface, Brazil*. *Catena*, v. 220, parte B, p. 106710, jan. 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106710>

NAPOLI, M., CECCHI, S., ORLANDINI, S., MUGNAI, G., ZANCHI, C.A., 2016. Simulation of fieldmeasured soil loss in Mediterranean hilly areas (Chianti, Italy) with RUSLE. *Catena* 145, 246-256. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.06.018>

NEITSCH, S.L., ARNOLD, J.G., KINIRY, J.R., WILLIAMS, J.R., 2005. Soil and water assessment tool. Theoretical Documentation, version 2005. Grassland, Soil and Water Research laboratory, Agricultural research service 808 East Blackland road, Temple, 808 East Blackland road, Temple, Texas 76502.

NEITSCH, S.L., ARNOLD, J.G., KINIRY, J.R., WILLIAMS, J. R., 2009. Soil e water assessment tool. Texas. Disponível em: <https://swat.tamu.edu/media/99192/swat2009-theory.pdf>. Acesso em: 05 jul. 2022.

NETO, J.O.M., SILVA, A.M., MELLO, C.R., MÉLLO JÚNIOR, A.V., 2014. Simulação hidrológica escalar com o modelo SWAT. Revista Brasileira de Recursos Hídricos 19, 177-188. <https://doi.org/10.21168/rbrh.v19n1.p177-188>

NOSRATI, K., COLLINS, A. L., & MADANKANC, M. (2018). *Fingerprinting* sub-basin spatial sediment sources using different multivariate statistical techniques and the Modified MixSIR model. *Catena*, 164, 32–43. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.01.003>

NOSRATI, K., AKBARI-MAHDIABAD, M., AYOUBI, S. E COLLINS, AL (2021). Um estudo exploratório sobre o uso de diferentes impressões digitais magnéticas e coloridas compostas na impressão digital de proveniência de sedimentos eólicos. *Catena*, 200, 1–15. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105182>

OLIVEIRA, F.G., SERAPHIM, O.J., BORJA, M.E.L., 2015. Estimativa de Perdas de Solo e do Potencial Natural de Erosão da Bacia de Contribuição da Microcentral Hidrelétrica do Lageado. Botucatu – SP. *Energia na Agricultura* 30, 302-309. <https://doi.org/10.17224/EnergAgric.2015v30n3p302-309>

OLIVEIRA, L. D., ALVES, W. S., CASTRO, R. M., PEREIRA, M. A. B., MORAIS, W. A., & POSSA, E. M. (2023). Estimativa da erosão hídrica em uma bacia hidrográfica no estado de Goiás (Brasil) por meio de modelagem e inteligência geoespacial. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 16(1), 81-100.

OLLEY, J., & CAITCHEON, G. (2000). Tracing sediment sources in catchments. In *Sediment and nutrient sources: characterisation and modelling* (pp. 133-140). Wallingford: IAHS Press.

OWENS, P. N., BLAKE, W. H., GASPAR, L., GATEUILLE, D., KOITER, A. J., LOBB, D.A., WOODWARD, J. C. (2016). *Fingerprinting* and tracing the sources of soils and sediments: Earth and ocean science, geoarchaeological, forensic, and human health applications. *Earth-Science Reviews*, 162, 1–23. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2016.08.012>.

PAIVA, M.H.R., DO CARMO, D.F., PRADO, R.B., 2019. Avaliação do impacto de iniciativas conservacionistas no serviço ecossistêmico de controle à erosão hídrica. *Brazilian Journal of Production Engineering* 5, 44-55.

PANAGOS, P., BORRELLI, P., POESEN, J., BALLABIO, C., LUGATO, E., MEUSBURGER, K., MONTANARELLA, L., ALEWELL, C., 2015. The new assessment of soil loss by water erosion in Europe. *Environmental Science and Policy* 54, 438–447. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.08.012>

PALAZÓN, L., LATORRE, B., GASPAR, L., BLAKE, W.H., SMITH, H.G., NAVAS, A., 2015. Comparing catchment sediment *fingerprinting* procedures using an auto-evaluation approach with virtual sample mixtures. *Sci. Total Environ.* 532, 456–466. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.05.003>

PALAZÓN, L.; NOGUÉS, J.; LOPEZ-TARAZON, J. A.; LATRO, D. FingerPro: A new tool for sediment *fingerprinting* in small catchments. *Catena*, v. 127, p. 1-9, 2015a.

PEARSON, K. (1894). Contributions to the mathematical theory of evolution. *Philosophical Transactions of the Royal Society A*, 185, 71–110. <https://doi.org/10.1098/rsta.1894.0003>

PEREIRA, T. T. C.; OLIVEIRA, F. S.; FREITAS, D. F.; DAMASCENO, B. D.; DIAS, A. C.; A mineralogia dos solos tropicais: estado da arte e relação com o uso e manejo. *Geonomos*, 28(1), 1-14, 2020.

PERG, L., ANDERSON, R., & FINKEL, R. (2003). Cosmogenic nuclide dating. In *Dating methods for quaternary deposits* (pp. 165-193). Amsterdam: Elsevier.

PEÑALVA-BAZZANO, M.G., ELTZ, F.L.F., CASSOL, E.A., 2007. Erosividade, coeficiente de chuva, padrões e período de retorno das chuvas de Quaraí, RS. *Rev. Bras. Ciênc. Solo* 31, 1205-1217. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832007000500036>

PIERI, L.; POGGIO, M.; VIGNUDELLI, M.; BITTELLI, M. Evaluation of the WEPP model and digital elevation grid size, for simulation of streamflow and sediment yield in a heterogeneous catchment. *Earth Surface Processes and Landforms*, v. 39, p.1331-1344, 2014.

PINTO, G.S., SERVIDONI, L.E., LENSE, G.H.E., MOREIRA, R.S., MINCATO, R.L., 2020. Estimativa das perdas de solo por erosão hídrica utilizando o Método de Erosão Potencial. *Revista do Departamento de Geografia* 39, 62-71. <https://doi.org/10.11606/rdg.v39i0.160233>

PISCOYA, V.C., SOUZA, W.P.D., CANTALICE, J.R.B., FILHO, M.C., MELO, R.C.P.D., Filho, R.N.D.A., 2020. WEPP Model for rill erosion estimation in a Brazilian Semiarid Watershed. *Rev. Caatinga* 33, 835-843. <https://doi.org/10.1590/198321252020v33n327rc>

PHILLIPS, D. L.; GREGG, J. W. Source partitioning using stable isotopes: Coping with too many sources. *Oecologia*, v. 136, n. 2, p. 261-269, 2003.

PULLEY, S.; COLLINS, A. Evaluating the application of sediment *fingerprinting* techniques in large river basins: A review of case studies from North and South America. *Journal of Environmental Management*, v. 228, p. 1-10, 2018.

RAMON, R., EVRARD, O., LACEBY, J. P., CANER, L., INDA, A. V., DE BARROS, C. A. P., MINELLA, J. P. G., & TIECHER, T. (2020). Combining spectroscopy and magnetism with geochemical tracers to improve the discrimination of sediment sources in a homogeneous subtropical catchment. *Catena*, 195, 1–15. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104800>.

REICHERT, J.M., PELLEGRINI, A., RODRIGUES, M.F., TIECHER, T., SANTOS, D.R., 2019. Impact of tobacco management practices on soil, water, and nutrients losses in steeplands with shallow soil. *Catena* 183, 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104215>

RENARD, K.G., FOSTER, G.R., WEESIES, G.A., MCCOOL, D.K., YODER, D.C., 1997. *Predicting Soil Erosion by Water: A guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)*. Estados Unidos: U.S. Department of Agriculture.

RODRIGUES, M.F., REICHERT, J.M., BURROW, R.A., FLORES, E.M.M., MINELLA, J.P.G., RODRIGUES, L.A., OLIVEIRA, J.S.S., CAVALCANTE, R.B.L., 2018. Coarse and fine sediment sources in nested watersheds with eucalyptus forest. *Land Degradation & Development* 29, 2237–2253.

RENARD, K.G.; FOSTER, G.R.; WEESEIS, 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)*. Washington: USDA, 1997.

RESENDE M., CURI N., REZENDE S.B. Uso das informações pedológicas agrícola e não agrícola. 2017. In: Curi N., Ker J.C., Novais R.F., Vidal-Torrado P., Schaefer C.E.G.R. (eds.) *Pedologia: solos dos biomas brasileiros*. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, p.:47-110.

SADEGHI, S.H.R., GHOLAMI, L., DARVISHAN, A.K., SAEIDI, P., 2014. A review of the application of the MUSLE model worldwide. *Hydrolog. Sci. J.* 59, 365–375.

<https://doi.org/10.1080/02626667.2013.866239>

SAKUNO, N.R.R., GUIÇARDI, A.C.F., SPALEVIC, V., AVANZI, J.C., SILVA, M.L.N., MINCATO, R.L., 2020. Adaptação e aplicação do método de erosão potencial para solos tropicais. *Revista Ciência Agronômica* 51, 1-10.

<https://doi.org/10.5935/1806-6690.20200004>

SAMPAIO, L.C., BLANCO, C.J.C., 2020. Estimativa da produção de sedimentos de uma pequena bacia hidrográfica da amazônia via modelo WEPP. *Revista Georaguaia* 10, 197-216.

SANTANA, D.B., BOLLELI, T.M., LENSE, G.H.E., SILVA, L.F.P.M., SESTRAS, P., SPALEVIC, V., MINCATO, R.L., 2021. Estimate of water erosion in coffee growing areas in Serra da Mantiqueira, Minas Gerais State, Brazil. *Agriculture and Forestry* 67, 75-88. <https://doi.org/10.17707/AgricultForest.67.2.06>

SANTOS, J.C.N., ANDRADE, E.M., MADEIROS, P.H.A., ARAÚJO NETO, J.R., PALÁCIO, H.A.Q., RODRIGUES, R.N., 2014. Determinação do fator de cobertura e dos coeficientes da MUSLE em microbacias no semiárido brasileiro. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 18, 1157-1164.

<https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v18n11p1157-1164>

SCHICK, J., BERTOL, I., BARBOSA, F.T., MIQUELLUTI, D.J., COGO, N.P., 2017. Water erosion in a long-term soil management experiment with a Humic Cambisol. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 41, 1-13.

<https://doi.org/10.1590/18069657rbc20160383>

SCHWAMBACK, D., AMORIM BRANDÃO, A. R., BERLOTTO, L. E., BERNDTSSON, R., ZHANG, L., WENDLAND, E., & PERSSON, M. (2024). Quantifying soil loss in the Brazilian savanna ecosystem: Current rates and anticipated impact of climate changes. *Land Degradation & Development*.

SILVA, P.F., LIMA, J.R.S., ANTONINO, A.C.D., SOUZA, R., SOUZA, E.S., SILVA, J.R.I., EDEVALDO, M.A, 2017. Seasonal patterns of carbon dioxide, water and energy fluxes over the Caatinga and grassland in the semi-arid region of Brazil. *Journal of Arid Environments* 147, 71-82. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2017.09.003>

SILVA, J.R.I., SOUZA, E.S., SOUZA, R, SANTOS, E.S., ANTONINO, A.C.D., 2019. Efeito de diferentes usos do solo na erosão hídrica em região semiárida. *Engenharia na Agricultura* 27, 272-283. <https://doi.org/10.13083/reveng.v27i3.867>

SILVA, T.S., CASSOL, E.A., LEVIEN, R., ELTZ, F.L.F., SCHMIDT, M.R., 2020. Long-term wheat-soybean successions affecting the cover and soil management factor in USLE, under subtropical climate. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 44, 1-13. <https://doi.org/10.36783/18069657rbc20190180>

SIQUEIRA, E.C., VANZELA, L.S., 2018. Simulação temporal e espacial do aporte de sedimentos em bacia agrícola no município de Fernandópolis (SP). *Engenharia Sanitária Ambiental* 23, 15-25. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522018154987>

SIQUEIRA JUNIOR, P., SILVA, M.L.N., CÂNDIDO, B.M., AVALOS, F.A.P., BATISTA, P.V.G., CURTI, N., LIMA, W., QUINTON, J.N., 2019. Assessing water erosion processes in degraded area using unmanned aerial vehicle imagery. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 43, 1-12. <https://doi.org/10.1590/18069657rbc20190051>

SHERRIF SC, FRANKS SW, ROWAN JS, FENTON O, Ó'HUALLACHÁIN D, (2015) Uncertainty-based assessment of tracer selection, tracer non-conservativeness and multiple solutions in sediment fingerprinting using synthetic and field data. *J Soils Sediments* 15:2101–2116

SMITH, H.G., KARAM, D.S., LENNARD, A.T., 2018. Evaluating tracer selection for catchment sediment *fingerprinting*. *J. Soils Sediments* 18, 3005–3019. <https://doi.org/10.1007/s11368-018-1990-7>.

SOARES, D.L., POLIVANOV, H., BARROSO, E.V., MARIA, L., SOUZA, C.C., 2018. Erodibilidade de solos em taludes de corte de estrada não pavimentada. *Anuário do Instituto de Geociências* 41, 179-193. https://doi.org/10.11137/2018_1_179_193

SOCO, 2009. Sustainable Agriculture and Soil Conservation. Elos entre os processos de degradação do solo, as práticas agrícolas respeitadoras do solo e as medidas políticas com incidência nos solos. Europa: 2009. Disponível em: <https://esdac.jrc.ec.europa.eu/projects/SOCO/FactSheets/PT%20Fact%20Sheet.pdf>. Acesso em: 05 jul. 2022.

SPAROVEK, G., BACCHI, O.O.S., MARIA, I.C., RANIERI, S.B.L., SCHNUG, E., 2000. Comparison of three water erosion prediction methods (137Cs, WEPP, USLE) in south-east brazilian sugarcane production. *Tropenlandwirt* 101, 107-118.

STOCK, B. C.; SEMMENS, B. X.; WARD, E. J.; INGER, R.; BEARHOP, S.; JACKSON, A. L.; MOORE, J. W.; PHILLIPS, D. L.; SEMMENS, D. J. Analyzing mixing systems using a new generation of Bayesian tracer mixing models. *Ecological Applications*, v. 28, n. 5, p. 1270-1282, 2018.

TANG, Q., XU, Y., BENNET, S.J., LI, Y., 2015. Assessment of soil erosion using RUSLE and GIS: a case study of the Yangou watershed in the Loess Plateau, China. *Environmental Earth Sciences* 73, 1715-1724. <https://doi.org/10.1007/s12665-014-3523-z>

TAN, Z., LEUNG, L.R., LI, H.Y., TESFA, T., 2018. Modeling sediment yield in land surface and Earth system models: Model comparison, development, and

evaluation. *Journal of Advances in Modeling Earth Systems* 10, 2192-2213.
<https://doi.org/10.1029/2017MS001270>

TAVARES, A.S., SPALEVIC, V., AVANZI, J.C., NOGUEIRA, D.A., SILVA, M.L.N., MINCATO, R.L., 2019. Modeling of water erosion by the erosion potential method in a pilot subbasin in southern Minas Gerais. *Semina: Ciências Agrárias* 40, 555-572. <https://doi.org/10.5433/1679-0359.2019v40n2p555>

TERRA, F.S.; DEMATTÊ, J.A.M.; VISCARRA ROSSEL, R.A. Proximal spectral sensing in pedological assessments: vis-NIR spectra for soil classification based on weathering and pedogenesis. *Geoderma*, v. 318, p. 123-136, 2018.

TIECHER, T., CANER, L., MINELLA, JPG, DOS SANTOS, DR, 2015. Combinação de parâmetros de cores com base no visível e traçadores geoquímicos para melhorar a discriminação e distribuição da fonte de sedimentos. *Ciência. Meio Ambiente Total*. 527–528, 135–149.
<https://doi.org/10.1016/>

TIECHER, T., CANER, L., MINELLA, J.P.G., EVRARD, O., MONDAMERT, L., LABANOWSKI, J., DOS RHEINHEIMER, D., S., 2017. Tracing Sediment Sources Using Mid-infrared Spectroscopy in Arvorezinha Catchment, Southern Brazil. *L. Degrad. Dev.* 28, 1603–1614. <https://doi.org/10.1002/ldr.2690>.

TIECHER, T., RAMON, R., LACEBY, JP, EVRARD, O., MINELLA, JPG, 2019. Potencial das frações de fósforo para rastrear fontes de sedimentos em uma bacia hidrográfica rural do Sul do Brasil: Comparação com a abordagem convencional baseada em geoquímica elementar. *Geoderma* 337, 1067–1076.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.11.011>.

TIECHER, T., MINELLA, J. P. G., KUHN, P. R., REOLON, A., LEVIEN, R., MERTEN, G. H., & CASAGRANDE, J. C. (2021). Assessment of suspended sediment sources in a small agricultural catchment in southern Brazil. *Catena*, 198, 105044. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.105044>

TOUBAL, A.K., ACHITE, M., OUIILLON, S., DEHNI, A., 2018. Soil erodibility mapping using the RUSLE model to prioritize erosion control in the WadiSahouat basin, North-West of Algeria. *Environmental Monitoring and Assessment* 190, 1-22. <https://doi.org/10.1007/s10661-018-6580-z>

VALENTE, M.L., REICHERT, J.M., CAVALCANTE, R.B.L., MINELLA, J.P.G., EVRARD, O., SRINIVASAN, R., 2021. Afforestation of degraded grasslands reduces sediment transport and may contribute to streamflow regulation in small catchments in the short-run. *Catena* 204, 1-13.

VOLK, L.B.S., COGO, N.P., 2014. Erosão Hídrica, em três momentos da cultura do milho, influenciada por métodos de preparo do solo e semeadura. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 38, 565-574. <https://doi.org/10.1590/S010006832014000200021>

ZANCHIN, M., MOURA, M.M., NUNES, M.C.M., BESKOW, S., MIGUEL, P., LIMA, C.L.R., BRESSIANI, D.A., 2021. Soil loss estimated by means of the RUSLE model in a subtropical climate watershed. *Revista Brasileira de Ciencia do Solo* 45, 1-15. <https://doi.org/10.36783/18069657rbc20210050>

WALL, G.J., WILDING, L.P., 1976. Mineralogy and related parameters of fluvial suspended sediments in northwestern Ohio. *Journal of Environmental Quality* 5, 168–173. <https://doi.org/10.2134/jeq1976.00472425000500020012x>

WALLBRINK, P. J., MURRAY, A. S., JONES, B. G., & OLLEY, J. M. (1996). Estimating contemporary erosion rates in catchments using excess lead-210 and caesium-137. *Geografiska Annaler: Series A, Physical Geography*, 78(1), 47-59.

WALLING, D. E., & WOODWARD, J. C. (1995). *Tracer techniques for sediment movement*. London: Belhaven Press.

WALLING, D. E.; COLLINS, A. L. Integrated assessment of catchment sediment budgets: A technical manual. Exeter: Department for International Development. 2000. 168p.

WALLING, D. E. Tracing sediment sources and soil erosion: The role of composite *fingerprinting*. In: COLLINS, A. L.; HORNBERGER, G. M.; MULHOLLAND, P. J.; WALLING, D. E. (Eds.). Sediment Dynamics from the Summit to the Sea. Wallingford: IAHS Press, 2013. p. 29-40.

WANG, W. D., FANG, N. F., SHI, Z. H., & LU, X. X. (2018). Prevalent sediment source shift after revegetation in the Loess Plateau of China: Implications from sediment *fingerprinting* in a small catchment. Land Degradation & Development, 29, 3963–3973. DOI:10.1002/ldr. 3144

WEI, Q., QIANKUN, G., WENHONG, C., ZHE, Y., QINGHONG, Y., ZHIJIE, S., FENLI, Z., 2018. A new RUSLE slope length factor and its application to soil erosion assessment in a Loess Plateau watershed. Soil and Tillage Research 182, 10-24. <https://doi.org/10.1016/j.still.2018.04.004>

WEILER, E.B., CRUZ, J.C., TAMIOSSO, M.F., REICHERT, J.M., MANTOVANELLI, B.C., BROETTO, T., SANTOS, F.D., FANTINEL, R.A., 2021. Estratégia Metodológica para Zoneamento pelo Potencial de Perda de Solo em uma Bacia Hidrográfica no sul do Brasil. Revista Brasileira de Geografia Física 14, 2391-2402. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v14.4.p2391-2402>

WILLIAMS, J.R., 1975. Sediment-yield prediction with universal equation using runoff energy factor. USDA. Agricultural Research Service 6, 244-252. <https://doi.org/10.4236/jwarp.2010.23031>

WILLIAMS, J.R. & BERNDT, H.D. Sediment yield prediction based on watershed hydrology. Transaction of the ASEA, v.20, p.1100-1104, 1977

WILTSHIRE, C., WAINE, T.W., GRABOWSKI, R.C., MEERSMANS, J., THORNTON, B., ADDY, S., & GLENDELL, M. (2023). Assessing n-alkane and neutral lipid biomarkers as tracers for land-use specific sediment sources. *Geoderma*, 433, 116445. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2023.116445>

WISCHMEIER, W.H., SMITH, D.D., 1962. Predicting Rainfall Erosion Losses from cropland East of the Rocky Mountains. Handbook, n, 282, USDA, Washington, DC.

WISCHMEIER, W.H. & SMITH, D.D. Predicting rainfall erosion losses form cropland east of the Rocky Mountains. Washington: USDA, 1965, p. 47.

WOLMAN, M.G. Changing needs and opportunities in the sediment field. *Water Resources Research*, v.13, p.50-54, 1977

YANG, Y. (2020). Soil erosion assessment using direct measurements and remote sensing technologies: A review. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 89, 102081. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2020.102081>

YU, Y., & OLDFIELD, F. (1989). Use of magnetic susceptibility to determine sediment sources in Lake Qinghai catchment, China. *Catena*, 16(3), 241-255.

ZHAO, G.; MU, X.; WEN, Z.; GAO, P.; WANG, F.; SHAO, H. Sediment yield and sources in a small catchment of the Loess Plateau, China: Using *fingerprinting* techniques. *Science of the Total Environment*, v. 599-600, p. 1246-1257, 2017.

ZHOU, J.; GAO, X.; YANG, W.; LI, Y.; WANG, L. *Fingerprinting* the sources of sediment in small, human-impacted watersheds: Selection and evaluation of potential sediment tracers. *Journal of Soils and Sediments*, v. 16, n. 1, p. 162-174, 2016.