



TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

**EFEITO DA RESTAURAÇÃO DE PASTAGENS NA PERDA DE ÁGUA E DE SOLO  
NA APA DAS NASCENTES DO RIO VERMELHO (GO)**

Nina Maciel Brisolla

Orientadores:

Dr. Henrique Marinho Leite Chaves

Dra. Maria Rita Souza Fonseca

Brasília, 2024

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA

FACULDADE DE TECNOLOGIA

# RESUMO

Este estudo monitorou a erosão do solo e o escoamento superficial em três propriedades rurais em uma área cárstica, na APA das Nascentes do Rio Vermelho (GO) entre 2022 e 2024. Foram utilizadas Caixas de Gerlach para medir o escoamento superficial e a concentração de sedimentos sob três tipos de cobertura de solo: i) pastagem degradada, ii) pastagem restaurada e iii) Cerrado nativo. A metodologia consistiu na realização de testes de infiltração, resistência à penetração do solo e registro *in-loco* de precipitação, com coletas de amostras de solo para análise granulométrica em laboratório. A pesquisa incluiu a análise estatística dos dados com o Teste de Tukey, para avaliar diferenças significativas entre as coberturas do solo das áreas monitoradas. Na Fazenda Funil, a baixa infiltração e a alta concentração de sedimentos indicaram maior vulnerabilidade à erosão, exacerbada pela maior proporção de argila e silte no solo. Na Fazenda Funil, a alta proporção de areia contribuiu para uma baixa concentração de sedimentos, sem registrar diferença significativa entre as diferentes coberturas de solo. Na Fazenda Tarimba, com alta proporção de areia, observou-se baixa concentração de sedimentos e melhor infiltração, resultando em menor suscetibilidade à erosão em comparação com a Fazenda Funil. A restauração da pastagem apresentou efeitos positivos em todas as fazendas, variando em intensidade de acordo com as condições específicas de cada solo, influenciando a eficácia das práticas de manejo. A pesquisa evidencia a relação direta entre o manejo adequado do solo e a mitigação dos processos erosivos.

**Palavras-chave:** escoamento superficial, concentração de sedimentos, quantidade de sedimentos, restauração de pastagem, Caixas de Gerlach.

# ABSTRACT

This study monitored soil erosion and surface runoff on three rural properties in a karst area within the Nascentes do Rio Vermelho Environmental Protection Area (GO) between 2022 to 2024. Gerlach Troughs were used to measure surface runoff and sediment concentration under three types of land cover: i) degraded pasture, ii) restored pasture, and iii) native Cerrado. The methodology consisted of performing infiltration tests, soil penetration resistance, and in-situ precipitation recording, with soil samples collected for granulometric analysis in the laboratory. The research included statistical analysis of the data with the Tukey Test, to evaluate significant differences between the land covers of the monitored areas. At Fazenda Funil, low infiltration and high sediment concentration indicated greater vulnerability to erosion, exacerbated by the higher proportion of clay and silt in the soil. At Fazenda Funil, the high proportion of sand contributed to a low sediment concentration, with no significant difference between the different soil covers. At Fazenda Tarimba, with a high proportion of sand, low sediment concentration and better infiltration were observed, resulting in lower susceptibility to erosion compared to Fazenda Funil. Pasture restoration showed positive effects on all farms, varying in intensity according to the specific conditions of each soil, influencing the effectiveness of management practices. The research highlights the direct relationship between adequate soil management and the mitigation of erosion processes.

**Keywords:** surface runoff, sediment concentration, sediment yield, pasture restoration, Gerlach troughs.

## SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	5
2. OBJETIVOS	9
2.1 Objetivo geral	9
2.2 Objetivos específicos	9
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	10
3.1 Degradação do Solo no Cerrado Brasileiro	10
3.2 Escoamento Superficial e Erosão do Solo	12
3.3 Influência da Vegetação na Proteção do Solo	14
4. MATERIAIS E MÉTODOS	16
4.1 Área do Estudo	16
4.2 Caixas de Gerlach	18
4.4 Amostragem e processamento dos dados	24
4.4.1 Precipitação, Escoamento Superficial e Concentração de Sedimentos	24
4.3 Anéis de Infiltração e Penetrômetro	27
4.5 Análise Estatística	29
4.5.1 Teste de Tukey	29
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	31
5.1 Precipitação e Erosividade	31
5.2 Fazenda Funil - Buritinópolis	33
5.2.1 Testes de Infiltração e Resistência à Penetração	33
5.2.2 Resultados por Tipo de Cobertura do Solo	35
5.2.3 Teste de Tukey	38
5.2.4 Análise Temporal da Concentração de Sedimentos	39
5.2.5 Correlação entre Parâmetros Mensurados	41
5.2.5.1 Cobertura de Pasto Degradado	41
5.2.5.2 Cobertura de Pasto Restaurado	41
5.2.5.3 Cobertura de Cerrado	41
5.3 Fazenda Progresso - Damianópolis	42
5.3.1 Testes de Infiltração e Resistência à Penetração	42
5.3.2 Resultados por Tipo de Cobertura do Solo	43
5.3.3 Teste de Tukey	46
5.3.5 Correlação entre Parâmetros Mensurados	49
5.3.5.1 Pasto Degradado	49
5.3.5.2 Pasto Restaurado	49
5.3.5.3 Cerrado	50
5.4 Fazenda Tarimba - Mambai	50

5.4.1 Testes de Infiltração e Resistência à Penetração	50
5.4.2 Resultados por Tipo de Cobertura do Solo	52
5.4.3 Teste de Tukey	55
5.4.4 Análise Temporal da Precipitação e Concentração de Sedimentos	57
5.4.5 Correlação entre parâmetros	58
5.4.5.1 Pasto Degradado	58
5.4.5.2 Pasto Restaurado	59
5.4.5.3 Cerrado	59
5.5 Correlação entre diferentes parâmetros e a Concentração de Sedimentos	60
6. CONCLUSÕES	62
7. REFERÊNCIAS	62

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - APA das Nascentes do Rio Vermelho.

Figura 2 - Sistema Aquífero Urucuia - Fonte: Mapa de localização do Sistema Aquífero Urucuia, (Gaspar & Campos, 2007; Souza, 2023).

Figura 3 - Estrutura da Caixa de Gerlach (Camargo, 2023).

Figura 4 - Caixa de Gerlach B-1 (Pasto Degradado), localizada na Fazenda Funil, Buritinópolis.

Figura 5 - Caixa de Gerlach B-3 (Pasto Restaurado), localizada na Fazenda Funil, Buritinópolis.

Figura 6 - Caixa de Gerlach B-5 (Cerrado nativo), localizada na Fazenda Funil, Buritinópolis.

Figura 7 - Mapa da Fazenda Funil, município de Buritinópolis.

Figura 8 - Mapa da Fazenda Progresso, município de Damianópolis.

Figura 9 - Mapa da Fazenda Tarimba, município de Mambaí.

Figura 10 - Béqueres de 1 litro de volume na estufa.

Figura 11 - Caixa cheia (Camargo, 2023).

Figura 12 - Caixa vazia (Camargo, 2023).

Figura 13 - Teste de Infiltração com anéis concêntricos.

Figura 14 - Penetrômetro.

Figura 15 - Teste de Resistência à penetração.

Figura 16 - Precipitação corrigida de Mambaí, Buritinópolis e Damianópolis de 2022 a 2024.

Figura 17 - Infiltração (f) e Resistência à penetração (Rp) por tipo de cobertura na Fazenda Funil.

Figura 18 - Curvas de infiltração - Pasto Restaurado na Fazenda Funil nos anos hidrológicos 2022-2023 e 2023-2024.

Figura 19 - Pasto Restaurado na Fazenda Funil, em Buritinópolis (outubro/2023).

Figura 20 - Resultados de volume de escoamento (Q), concentração de sedimentos (C), por tipo de cobertura na Fazenda Funil.

Figura 21 - Pasto Restaurado Fazenda Funil (outubro/2023). Caixa aberta e vazia (direita).

Figura 22 - Pasto Degradado Fazenda Funil (outubro/2023).

Figura 23 - Cerrado Nativo Fazenda Funil (outubro/2023), caixas abertas e vazias (sem sedimento acumulado).

Figura 24 - Concentração de Sedimentos (g/L) na Fazenda Funil. Comparação de Pasto Degradado com Pasto Restaurado (Agosto de 2022 a Julho de 2024).

Figura 25 - Concentração de Sedimentos (g/L) na Fazenda Funil. Comparação de Pasto Degradado com Cerrado nativo (Agosto de 2022 a Julho de 2024).

Figura 26 - Correlação Concentração de Sedimentos (C) e Escoamento Superficial (Q) à esquerda, e Quantidade de Sedimento (g) e Escoamento Superficial (Q) à direita.

Figura 27 - Correlação Concentração de Sedimentos (C) e Escoamento Superficial (Q) à esquerda, e Quantidade de Sedimento (g) e Escoamento Superficial (Q) à direita.

Figura 28 - Correlação Concentração de Sedimentos (C) e Escoamento Superficial (Q) à esquerda, e Quantidade de Sedimento (g) e Escoamento Superficial (Q) à direita.

Figura 29 - Infiltração (f) e Resistência à penetração (Rp) por tipo de cobertura na Fazenda Progresso.

Figura 30 - Curvas de infiltração - Pasto Restaurado na Fazenda Progresso (nos anos hidrológicos 2022-2023 e 2023-2024).

Figura 31 - Pasto Degradado Fazenda Progresso (outubro/2023).

Figura 32 - Pasto Restaurado Fazenda Progresso (outubro/2023).

Figura 33 - Cerrado Nativo Fazenda Progresso (outubro/2023).

Figura 34 - Resultados de volume de escoamento (Q), concentração de sedimentos (C) por tipo de cobertura na Fazenda Progresso.

Figura 35 - Concentração de Sedimentos (g/L) na Fazenda Progresso. Comparação de Pasto Degradado com Pasto Restaurado (Agosto de 2022 a Julho de 2024).

Figura 36 - Concentração de Sedimentos (g/L) na Fazenda Progresso. Comparação de Pasto Degradado com Cerrado nativo (Agosto de 2022 a Julho de 2024).

Figura 37 - Correlação Concentração de Sedimentos (C) e Escoamento Superficial (Q) à esquerda, e Quantidade de Sedimento (g) e Escoamento Superficial (Q) à direita.

Figura 38 - Correlação Concentração de Sedimentos (C) e Escoamento Superficial (Q) à esquerda, e Quantidade de Sedimento (g) e Escoamento Superficial (Q) à direita.

Figura 39 - Correlação Concentração de Sedimentos (C) e Escoamento Superficial (Q) à esquerda, e Quantidade de Sedimento (g) e Escoamento Superficial (Q) à direita.

Figura 40 - Curvas de infiltração - Pasto Restaurado na Fazenda Tarimba (nos anos hidrológicos 2022-23 e 2023-24).

Figura 41 - Infiltração (f) e Resistência à penetração (Rp) por tipo de cobertura na Fazenda Progresso.

Figura 42 - Pasto Degradado Fazenda Tarimba (outubro/2023). Caixa aberta e cheia (direita).

Figura 43 - Pasto Restaurado Fazenda Tarimba (outubro/2023) Caixa aberta e vazia (direita).

Figura 44 - Cerrado Nativo Fazenda Tarimba (outubro/2023). Caixa aberta e vazia (direita).

Figura 45 - Resultados de volume de escoamento (Q), concentração de sedimentos (C) infiltração (f) e resistência à penetração (Rp) por tipo de cobertura na Fazenda Tarimba.

Figura 46 - Precipitação corrigida, Fazenda Tarimba. Agosto de 2022 a Julho de 2024.

Figura 47 - Concentração de Sedimentos (g/L) na Fazenda Tarimba. Comparação de Pasto Degradado com Pasto Restaurado (Agosto de 2022 a Julho de 2024).

Figura 48 - Concentração de Sedimentos (g/L) na Fazenda Tarimba. Comparação de Pasto Degradado com Cerrado nativo (Agosto de 2022 a Julho de 2024).

Figura 49 - Correlação entre Concentração entre Escoamento (Q) e Concentração de Sedimentos (C) (esquerda); e Correlação entre Escoamento (Q) e Quantidade de Sedimentos (S) (direita).

Figura 50 - Correlação entre Concentração entre Escoamento (Q) e Concentração de Sedimentos (C) (esquerda); e Correlação entre Escoamento (Q) e Quantidade de Sedimentos (S) (direita).

Figura 51 - Correlação entre Concentração entre Escoamento (Q) e Concentração de Sedimentos (C) (esquerda); e Correlação entre Escoamento (Q) e Quantidade de Sedimentos (S) (direita).

Figura 52 - Correlação entre Porcentagem de Areia e as Médias de Concentração de Sedimentos de cada Fazenda.

Figura 53 - Correlação entre Porcentagem de Argila e as Médias de Concentração de Sedimentos de cada Fazenda.

Figura 54 - Correlação entre Porcentagem de Silte e as Médias de Concentração de Sedimentos de cada Fazenda.

Figura 55 - Correlação entre a Velocidade de Infiltração e Concentração de Sedimentos de cada Fazenda.

Figura 56 - Correlação entre a Resistência à Penetração e Concentração de Sedimentos de cada Fazenda.

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - pH, Acidez do solo, composição granulométrica e tipo de solo de cada tipo de cobertura nas propriedades (Camargo, 2023).

Tabela 2 - Coordenadas e Altitude das Caixas de Gerlach da Fazenda Funil.

Tabela 3 - Coordenadas e Altitude das Caixas de Gerlach da Fazenda Progresso.

Tabela 4 - Coordenadas e Altitude das Caixas de Gerlach da Fazenda Tarimba.

Tabela 5 - Amostras por propriedade e tipo de cobertura do solo.

Tabela 6 - Precipitação e Erosividade para as fazendas Funil, Progresso e Tarimba.

Tabela 7 - Velocidade de infiltração e resistência à penetração Fazenda Funil entre 2022 e 2024.

Tabela 8 - Escoamento Superficial, Sedimento e Concentração de Sedimentos.

Tabela 9 - Análise Estatística por tipo de cobertura para a concentração de sedimentos,  $p < 0,05$ .

Tabela 10 - Velocidade de infiltração e resistência à penetração Fazenda Progresso.

Tabela 11 - Escoamento, quantidade de sedimento e concentração.

Tabela 12 - Análise Estatística por tipo de cobertura para a concentração de sedimentos,  $p < 0,05$ .

Tabela 13 - Velocidade de infiltração e resistência à penetração Fazenda Tarimba.

Tabela 14 - Escoamento, quantidade de sedimento e concentração.

Tabela 15 - Análise Estatística por tipo de cobertura para a concentração de sedimentos,  $p < 0,05$ .



# 1. INTRODUÇÃO

O solo é um recurso vital para o estabelecimento humano em âmbito global, uma vez que é fundamental para atender às necessidades da população mundial, principalmente em termos de moradia e alimentação. A relação do homem com a habitação é atemporal, enquanto a alimentação é uma necessidade primordial em nível individual como também coletivo (RATZEL, 1983; TOLEDO, 2022). Assim, o uso do solo para a agricultura tem sido crucial para o progresso humano, disponibilizando nutrientes e água para produção de alimentos.

No entanto, o solo é considerado um recurso não renovável, considerando especialmente quando se trata de seus nutrientes (ANDREOLI et al., 2014). Aproximadamente 45% dos solos apresentam algum nível de degradação em nível global devido ao uso intensivo e alterações climáticas (GARDI et al., 2015). A agricultura intensiva, com o tempo, tende ao esgotamento do solo de diferentes maneiras, incluindo o desencadeamento de processos erosivos que transportam partículas do solo, com nutrientes adsorvidos a elas, para áreas mais baixas, a jusante (ANDREOLI et al., 2014; CAMARGO, 2023). O escoamento superficial é considerado um dos maiores causadores de erosão e degradação do solo por gerar uma diminuição da espessura, ocasionado pelo aporte e arraste das partículas e nutrientes antes presentes nas camadas superficiais (SANTOS, GRIEBELER, OLIVEIRA, 2010; SILVA et al., 2005; TOLEDO, 2022).

O solo tem a capacidade inerente de desempenhar funções ambientais, como a regulação do fluxo hídrico, estoque e ciclagem de nutrientes, além de atuar como um tampão protetor ambiental, atenuando e degradando compostos prejudiciais ao meio ambiente (KARLEN et al., 1997; LARSON; PIERCE, 1994; TOLEDO, 2022), mantendo a qualidade da água (ANDREOLI et al., 2014). A manutenção de uma cobertura contínua do solo mantém a perda de solo dentro de limites de tolerância, reduzindo a sedimentação em corpos de água superficiais e subterrâneos (FONSECA; UAGODA; CHAVES, 2023). Portanto, um solo saudável é um fator fundamental para as questões ambientais atuais (CAMARGO, 2023).

A erosão hídrica é uma das principais causas de degradação do solo (LAL, 2001), e é fortemente influenciada pelo tipo de uso e manejo, pela declividade do terreno e pelo desgaste (INÁCIO, 2007), fatores que aceleram o processo de erosão, sobretudo quando ocorre uso extensivo do solo (MORGAN, 2005).

A erosão hídrica pluvial é um processo geomorfológico natural que envolve o destacamento, o transporte e a deposição de partículas e materiais do solo, contribuindo para a modelagem das formas do relevo (Fendrich, 1997). Segundo a FAO (1996), erosão geológica 1 t/ha/ano. A textura do solo também influencia sua erodibilidade, pois solos com alto teor de argila ou areia são particularmente suscetíveis à erosão, sendo proporcionais ao conteúdo de areia e silte (DEMARCHI, 2019; TOLEDO, 2022).

Além da textura, a inclinação do terreno também contribui para o incremento da erodibilidade do local (DEMARCHI, 2019; MORGAN, 2005). Neste sentido, o relevo assume uma função crucial ao direcionar o fluxo do escoamento dos materiais erodidos (SOUZA, 2001). Geralmente, a erosão se manifesta em encostas com inclinação superior a 3 graus, com taxas de transporte de sedimentos que podem ser altas, médias ou baixas ao longo da encosta, dependendo de suas características, interações e outros fatores reguladores (MORGAN, 2005; TOLEDO, 2022).

A vegetação desempenha um papel crucial na proteção do solo contra a erosão, tanto em contextos agrícolas (LAFLEN et al., 1978), como naturais (ZUAZO; PLEGUEZUELO, 2008). A copa das plantas e a serapilheira atuam como um escudo contra o impacto das gotas de chuva (MA et al., 2014), enquanto a serapilheira e as raízes superficiais reduzem o escoamento superficial e o transporte de sedimentos (HOFMANN et al., 1983; FONSECA; UAGODA; CHAVES, 2021).

A degradação da vegetação de uma área, ou práticas inadequadas de manejo do solo, intensificam o processo de erosão *on-site*, resultando na perda de nutrientes e na redução da macro e microfauna em um agroecossistema (PANDEY et al., 2016; POSTHUMUS et al., 2015; SOUZA, 2023).

As áreas de pastagem degradada são geralmente mais propensas aos processos de erosão (SANTOS; PEREIRA; SILVA, 2019; SOUZA, 2023), especialmente quando combinadas com uma alta erodibilidade do solo ou declividade acentuada, devido à reestruturação da camada arável (SANTOS et al., 1998) e à contribuição para a formação de agregados do solo (BONO et al., 1996; CAMARGO, 2023). Em estudos de microbacias, constatou-se que este tipo de gestão é a principal causa de degradação em aproximadamente 30% das bacias estudadas (SILVA et al., 2019; TOLEDO, 2022).

A ação da erosão *off-site*, tem consequências sobre os corpos hídricos, depositando sedimentos resultantes da desagregação e transporte do sedimento

erodido. As consequências do processo erosivo podem ser observadas nessas áreas, como o assoreamento de corpos hídricos, que reduz a vazão e, conseqüentemente, a disponibilidade (MORAIS et al., 2017) e contaminação hídrica (GUERRA; CUNHA, 2008), além da intensificação de inundações (GUERRA, 1994).

As atividades antrópicas intensas tendem a acentuar e acelerar estes processos, modificando o padrão de escoamento de uma bacia hidrográfica (OSMAN, 2014).

No território brasileiro, em torno de 846 milhões de toneladas de solos em áreas cultivadas são perdidas devido à erosão hídrica (MERTEN; MINELLA, 2013; SOUZA, 2023). As regiões do Sudeste e Centro-Oeste do Brasil possuem várias áreas propensas à erosão hídrica, associadas ao avanço da mudança da cobertura do solo e erosividades classificadas como fortes (OLIVEIRA, 2013; CAMARGO, 2023). Em escala global, este valor é estimado em aproximadamente 75 bilhões de toneladas, gerando um prejuízo econômico de aproximadamente U\$400 bilhões (Global Soil Partnership, 2017).

A cada ano, a erosão do solo provoca a perda estimada de 100.000 km<sup>2</sup> de áreas de cultivo em todo o mundo, com taxas que são de 10 a 40 vezes maiores que a taxa de formação do solo (que vai de 0,5 a 1 t/ha-ano) (PIMENTEL, 2006; FONSECA; UAGODA; CHAVES, 2021), além de acarretar prejuízos financeiros significativos.

É crucial a implementação de projetos de proteção em bacias hidrográficas para atenuar os danos ambientais (OLIVEIRA et. al, 2008). Entre esses projetos, destaca-se a adoção de práticas de manejo como a implantação de terraços ou canais de drenagem (VERDUM, 2016; SOUZA, 2023). Importante também adotar medidas adequadas, especialmente em períodos de alta pluviosidade, para minimizar a quantidade de solos erodidos a serem depositados no fundo das bacias (DEMARCHI, 2019). Por essa razão, Toledo (2022) relata que diversos estudos são realizados com o objetivo de aprimorar técnicas de plantio mais eficientes no intuito de diminuir estes impactos (reduzindo as taxas de escoamento superficial e a perda subsequente de solo) a fim de preservar a fertilidade do solo, aumentar a infiltração hídrica e conseqüentemente as taxas de recarga da bacia (PEREIRA et al., 2021).

Este trabalho aborda os efeitos da restauração de pastagens sobre os processos hidrossedimentológicos em três municípios, Mambaí, Damianópolis e Buritinópolis, na APA das Nascentes do Rio Vermelho, nordeste do estado de Goiás,

a partir do monitoramento hidrossedimentológico utilizando caixas de Gerlach, instaladas em distintas coberturas do solo, completando o 2º ano hidrológico de monitoramento.

## 2. OBJETIVOS

### 2.1 Objetivo geral

Monitorar o escoamento superficial, perda de solo e concentração de sedimentos em três diferentes tipos de cobertura: i) pasto degradado, ii) pasto restaurado e iii) Cerrado nativo. Assim, objetiva-se compreender os processos hidrossedimentológicos sob distintas coberturas do solo em três áreas distintas ao longo de dois anos hidrológicos. Desta forma, é possível mensurar os serviços ambientais alcançados e atuar, também, como um auxílio na tomada de decisões para melhorar a qualidade ambiental e a qualidade de vida dos beneficiários da bacia hidrográfica.

### 2.2 Objetivos específicos

Os objetivos específicos do estudo são: a) comparar os níveis de infiltração de água no solo e resistência dos solos à penetração entre os anos; b) mensurar o escoamento superficial; e c) mensurar os níveis de concentração de sedimento.

## 3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 3.1 Degradação do Solo no Cerrado Brasileiro

O processo de degradação do solo consiste na desagregação de partículas do solo, transporte e deposição (FOSTER & MAYER, 1972). No processo de degradação do solo, uma das consequências é o transporte de partículas poluentes agregadas aos sedimentos carregados pelo escoamento superficial até as áreas mais baixas (GUERRA; CUNHA, 2008). A erosão torna-se uma via de transferência de substâncias poluentes para os rios e outros corpos d'água (WICHARUCK et al., 2023). Essa situação pode resultar na redução da biodiversidade, devido à possibilidade de estes poluentes terem um impacto prejudicial sobre diferentes formas de vida, além de alterar os padrões de inundação (WICHARUCK et al., 2023), o que por sua vez pode ter implicações significativas para a segurança humana, a produção de alimentos e, além disso, a consequente diminuição dos estoques hídricos subterrâneos (FONSECA et al., 2023).

Entre os diversos processos prejudiciais resultantes dessas atividades antrópicas, a erosão, promovida pela alteração do solo, é o que mais afeta esses sistemas (PEREIRA et al., 2006; TOLEDO, 2022), gerando consequências diretas nos sistemas fluviais e na biodiversidade da área .

O Cerrado, um bioma que ocupa 200 milhões de hectares no coração do Brasil, é caracterizado por declividade suave, solos intemperizados (GOEDERT, 1983) e suscetíveis à erosão (KLINK; MACHADO, 2005). A partir dos anos 1980, o Cerrado emergiu como uma nova fronteira agrícola no Brasil (BORLAUG, 2002), e em 202X já apresentava cerca de 53% de sua área de vegetação nativa convertida para o uso agropecuário (BEUCHLE et al., 2015; FONSECA; UAGODA; CHAVES, 2021).

No Cerrado, a erosão hídrica é particularmente grave devido à alta erosividade das chuvas (SILVA, 2004) e à erodibilidade dos solos (MARQUES et al., 1997), com impactos econômicos e ambientais significativos (HERNANI et al., 2002).

Baseada nos seus impactos ambientais, a erosão do solo pode ser classificada de duas formas: i) impactos locais (*on-site*) e ii) impactos a jusante (*off-site*). De maneira geral, estudos apontam que os impactos *off-site* têm uma magnitude maior do que os impactos *on-site* (WISCHMEIER; SMITH, 1978),

resultando em sedimentação nos leitos dos rios e cursos d'água, que geram problemas mais amplos e difíceis de gerenciar (MINELLA et al., 2009; WISCHMEIER; SMITH, 1978). No entanto, isto não diminui a importância das perdas *on-site*, que podem ter um impacto significativo, causando perda da fertilidade do solo (MINELLA et al., 2009). Isto, por sua vez, pode afetar a produtividade do solo, o que tem implicações diretas para a agricultura e outras atividades que dependem de um solo saudável (MINELLA et al., 2009; SOUZA, 2023).

Os impactos *on-site* da erosão incluem redução na produtividade agrícola (DUAN et al., 2017) e a degradação do solo (LAL, 2001). Contudo, a definição de erosão tolerável que se baseia apenas na produtividade do solo (SCHERTZ, 1983), na profundidade do solo (SKIDMORE, 1982) e na taxa de formação do solo (MONTGOMERY, 2007) é limitada (DI STEFANO, 2016). É essencial considerar os efeitos *off-site*, como o assoreamento de corpos d'água e a degradação dos ecossistemas aquáticos (BAZZOFFI, 2009; FONSECA; UAGODA; CHAVES, 2021).

Os processos e impactos da erosão *on-site* mensurados, concentram-se na erosão laminar e em sulcos (HUDSON, 1993; MUTCHLER et al., 1988). Já os impactos *off-site*, como em bacias hidrográficas, também levam em conta a erosão de ravinas (ou voçoroca) e a erosão de margens fluviais (DE VENTE; POESEN, 2005).

No Brasil, a tolerância à perda de solo varia de 2 a 15 t/ha.ano, dependendo da profundidade do solo e da composição textural (BERTONI; LOMBARDI NETO, 1990; CORRÊA, 2015). Anache (2017) documentou uma média de perda de solo de 34,5 t/ha.ano, em parcelas de escoamento superficial com diferentes solos e usos do solo na região Sudeste, um valor consideravelmente maior que os níveis de tolerância de perda de solo (CORRÊA, 2015).

### 3.2 Escoamento Superficial e Erosão do Solo

A erosão hídrica é uma das formas mais agressivas de erosão, gerada pelo processo complexo que ocorre quando o impacto das gotas de chuva no solo e o escoamento superficial trabalham em conjunto para desagregar e transportar o solo, portanto é um processo dependente das energias cinética e potencial e, conseqüentemente, de uma massa de água ou solo e da posição em relação à outra massa, a diferença de altura entre a posição original e a posição de destino (VOLK, 2006; CAMARGO, 2023). Portanto, a erosão hídrica é altamente dependente das

variações do relevo, sendo maior em áreas de declive acentuado (DEMARCHI; PIROLI; ZIMBACK, 2019; MORGAN, 2005); e da quantidade de água presente no meio, sendo intensificado em períodos de chuvas fortes ou contínuas (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2010; WISCHMEIER; JOHNSON; CROSS, 1971).

Em paisagens com alta declividade, como é comum em ambientes cársticos, é provável que ocorra erosão em encostas onde a inclinação é superior a 3°, devido a grandes volumes de escoamento superficial (MORGAN, 2005). Esse processo resulta na redução da espessura do solo, principalmente devido ao aporte e arraste de partículas e nutrientes presentes nas camadas superficiais do solo (SANTOS et al., 2010; SILVA et al., 2005; SOUZA, 2023). Esse deslocamento leva à perda de nutrientes essenciais para o crescimento das plantas e à degradação da qualidade do solo e até alterações da microfauna (MARQUES, 1998).

As questões associadas à erosão surgem quando a perda de solo excede os níveis naturais devido à ausência de implementação de práticas de conservação do solo (GUERRA, 2017). O fenômeno de erosão-sedimentação leva a uma série de efeitos que vão desde a perda de nutrientes do solo, alterações e variações na microfauna e microflora existentes e diminuição do potencial produtivo (MARQUES, 1998; TOLEDO, 2022; CAMARGO, 2023), em razão, principalmente, da alteração da capacidade de retenção hídrica do solo (MARQUES, 1998; CAMARGO, 2023).

Com a expansão crescente das áreas de pastagem nas regiões de Cerrado no Brasil, é cada vez mais relevante conduzir pesquisas que analisem as consequências desse sistema no aumento da degradação do solo e escoamento superficial. Essas investigações têm o potencial de orientar a implementação de técnicas de cultivo mais eficientes e sustentáveis, buscando minimizar esses impactos. Isso pode ser alcançado melhorando a capacidade de infiltração dos solos e reduzindo o volume de escoamento superficial, o que é crucial para a conservação do solo e da água (PEREIRA et al., 2021; SOUZA, 2023)

A perda de solo e o escoamento superficial são processos intrinsecamente relacionados (Guerra, 2017). O escoamento superficial, que é o excesso de água não infiltrada no solo, depende de variáveis como a precipitação, a textura do solo e a infiltrabilidade (BAZZOFFI, 2009). Estudos empíricos demonstram uma relação entre escoamento superficial e perda de solo em laboratório (MAMEDOV; LEVY, 2019) e em parcelas de enxurrada (PARSONS et al., 2006; SANTOS et al., 2017), permitindo que a estimativa de perda de solo seja realizada através do escoamento



superficial (MERRITT et al., 2003; YANG et al., 1998). No entanto, a complexidade dos processos de destacamento e transporte de sedimentos por chuva e escoamento superficial torna difícil estabelecer uma relação universal entre escoamento superficial e perda de solo (FLANAGAN et al., 2007).

### 3.3 Influência da Vegetação na Proteção do Solo

Em períodos de elevado índice pluviométrico, a erosão do solo acontece principalmente pela interação entre as gotas de chuva e o solo, levando em consideração a sua textura, a cobertura vegetal e, acima de tudo, a erodibilidade do solo (SOUZA, 2023). Esta característica refere-se à suscetibilidade do solo à desagregação devido ao impacto das gotas de chuva sobre a superfície, assim como à capacidade de infiltração de água no solo (Bertoni; Lombardi, 2010; Wischmeier et al., 1971). Em situações de chuvas intensas, a preservação da cobertura vegetal torna-se especialmente necessária para prevenir a desagregação e o deslocamento de partículas por meio do processo de erosão acelerada (DEMARCHI, 2019; TOLEDO, 2022).

Quando a energia da chuva é aplicada na superfície do solo de forma a exceder o limite de resistência ao cisalhamento, inicia-se um processo de transferência de material por processos de desestabilização dos agregados, que acabam sendo depositados nas áreas mais baixas (Guerra et al., 1999). A vegetação intercepta a água, minimizando o efeito da energia de impacto das gotas de chuva, reduzindo assim a quebra dos agregados, a obstrução dos poros e o selamento superficial do solo (EDUARDO, 2013).

A vegetação desempenha um papel crucial na proteção do solo contra a erosão. A copa das plantas e a serapilheira reduzem o impacto das gotas de chuva e diminuem o escoamento superficial e o transporte de sedimentos (LAFLEN et al., 1978; ZUAZO; PLEGUEZUELO, 2008; MA et al., 2014), já a cobertura do solo e as raízes superficiais contribuem para a redução na velocidade do escoamento superficial e no transporte de sedimentos (HOFMANN et al., 1983).

A degradação do solo, em especial a diminuição da cobertura vegetal, é um dos principais fatores potencializadores das taxas de erosão e escoamento superficial (NETO et al., 2013). De acordo com um estudo recente de Fonseca, Uagoda e Chaves (2021), a perda anual média de solo foi estimada em 0,1 t/ha.ano para áreas com cobertura vegetal natural, 0,2 t/ha.ano para regiões de pastagem e

19,4 t/ha.ano para áreas de solo exposto. Esta diferença significativa destaca o impacto negativo da retirada da vegetação nativa sobre a integridade do solo. A restauração ecológica de áreas agrícolas degradadas no Cerrado pode melhorar a infiltração e a recarga das águas subterrâneas no Cerrado (CHAVES et al., 2012).

Além disso, Chaves (2010) indicou que a tolerância à perda de solo em vertentes dos Cerrados pode variar de 4 a 12 t/ha.ano. Os quais dependem de características como a profundidade e a relação textural dos horizontes superficiais (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2008; TOLEDO, 2022). Para os solos Neossolo Litólico e Neossolo Quartzarênico, a tolerância máxima à erosão anual é de 4,2 t/ha.ano (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2008; SOUZA, 2023). Estes dados sublinham a importância da cobertura vegetal na mitigação da erosão e a necessidade de práticas de manejo sustentável para manter a integridade do solo e reduzir a degradação ambiental.

A qualidade do solo está intrinsecamente ligada aos processos de manejo da vegetação ou degradação que ocorrem na área (CHAVES; PIAU, 2008; DÍAZ; QUERNER, 2005). Assim, locais mais preservados possuem solos mais equilibrados e, conseqüentemente, uma bacia hidrográfica mais saudável, visto que a vegetação atua como um escudo contra a erosão hídrica e o aporte de sedimentos (CHAVES; PIAU, 2008; LAFLEN et al., 1978; ZUAZO; PLEGUEZUELO, 2008). É fundamental reconhecer a necessidade de adoção de práticas de conservação do solo nas áreas que circundam cursos de água.

Ao longo da história, o desenvolvimento rural e urbano exige a gestão dos aspectos econômicos, sociais e ambientais associados aos recursos hídricos brasileiros. Uma estratégia promissora para incentivo à adoção de medidas de conservação e preservação de recursos naturais é o uso de Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA) (CHAVES et al., 2004; TOLEDO, 2022).

Este incentivo financeiro promove práticas sustentáveis e responsáveis, incentivando a conservação da natureza, enquanto também reconhece e valoriza o papel crucial que os provedores desses serviços desempenham. Os PSA baseiam-se nos princípios do "usuário-pagador" e "provedor-recebedor", visando alcançar a conservação dos recursos (CHAVES et al., 2004; PAGIOLA, 2013; CAMARGO, 2023), uma maneira eficaz de garantir que aqueles que contribuem para a preservação do meio ambiente sejam devidamente compensados.

## 4. MATERIAIS E MÉTODOS

### 4.1 Área do Estudo

Este estudo foi realizado na Área de Proteção Ambiental das Nascentes do Rio Vermelho (APA-NRV) (Figura 1), na região nordeste de Goiás, Brasil, situada na divisa com a Bahia (SOUZA, 2023). A APA-NRV cobre uma área de 170 hectares e foi estabelecida em 2001 para proteger o patrimônio espeleológico e os recursos hídricos locais (CAMARGO, 2023). Abrange quatro municípios: Buritinópolis, Damianópolis, Mambaí e Posse.

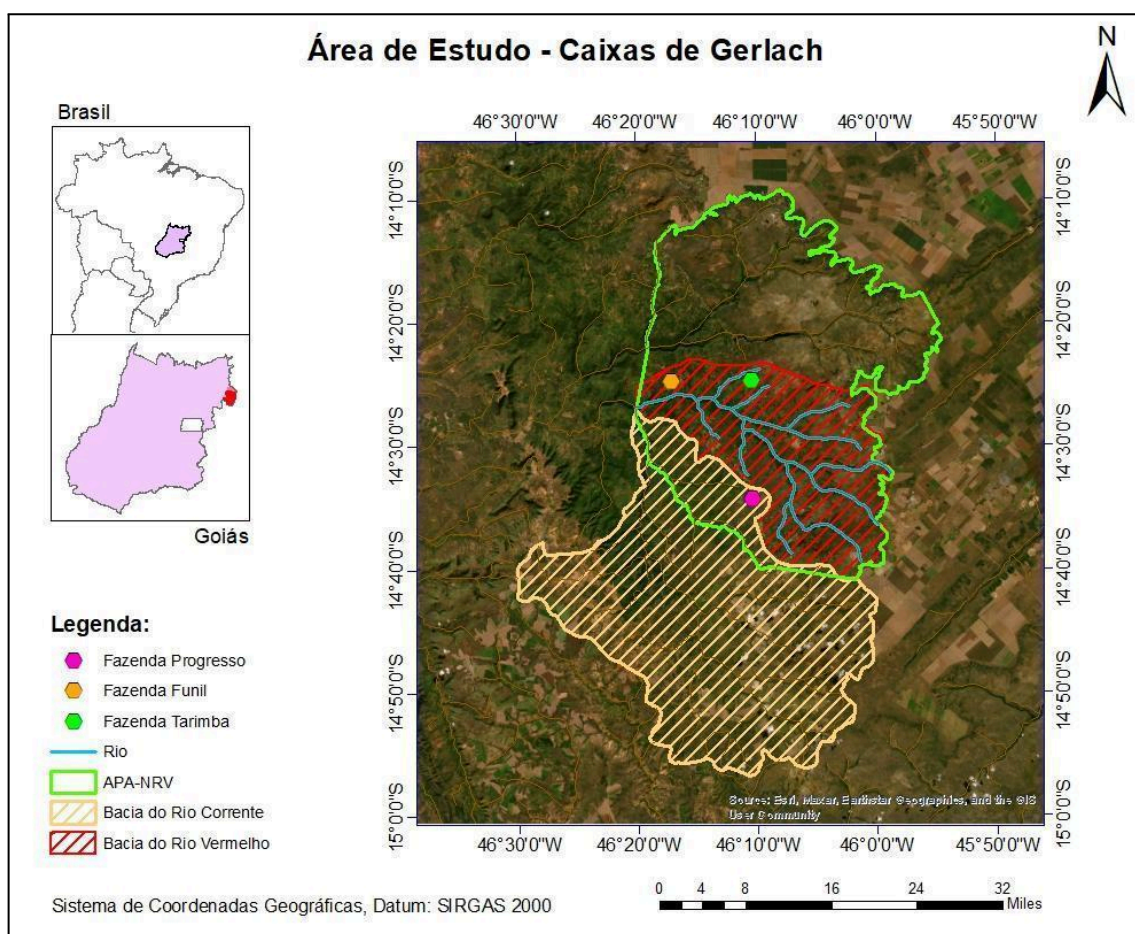


Figura 1 - APA das Nascentes do Rio Vermelho.

A região possui um clima tropical úmido (Aw-Köppen), caracterizado por um subtipo de savana, com invernos secos e verões chuvosos (SILVA et al., 2008). O clima da região é tropical, típico do Bioma Cerrado Central, com temperatura média anual de 25 °C (FONSECA; UAGODA; CHAVES, 2023). A precipitação média anual varia entre 1200 a 1500 mm (NASCIMENTO & NOVAIS, 2020), concentrada no

verão (outubro a março) (CAMARGO, 2023). A APA-NRV está situada na Bacia do Tocantins e apresenta estações seca e chuvosa bem definidas (NUNES, 2020; FONSECA; UAGODA; CHAVES, 2023).

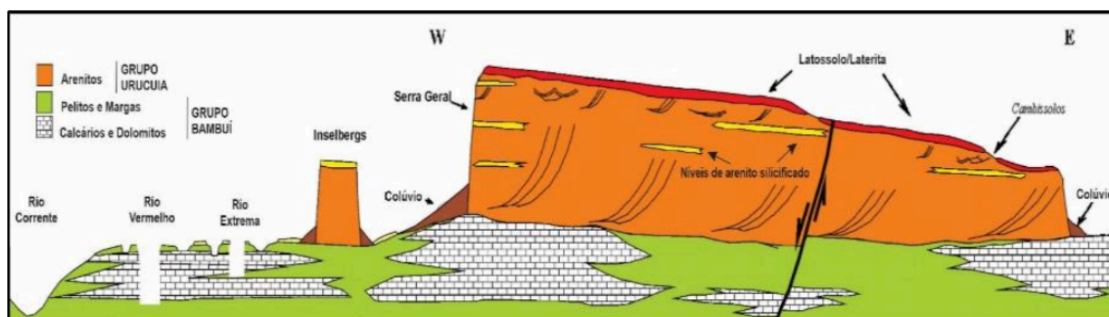


Figura 2 - Sistema Aquífero Uruçuia - Fonte: Mapa de localização do Sistema Aquífero Uruçuia, (Gaspar & Campos, 2007; Souza, 2023).

A geomorfologia da área é caracterizada pelo Chapadão Central na porção superior, uma formação remanescente da superfície Sul-americana (CHEREM & VARAJÃO, 2014; CAMARGO, 2023). Na porção superior da bacia hidrográfica do Tarimba, composta pela formação geológica Uruçuia, é constituída de quartzo-arenitos e arenitos feldspáticos eólicos do Grupo Uruçuia, apresentando sedimentos siliciclásticos não consolidados (Figura 2) (FONSECA; UAGODA; CHAVES, 2023; SOUZA, 2023). Os detritos arenosos do Grupo Uruçuia são cobertos por Neossolo Quartzarênico e arenito (CALDEIRA et al., 2021; GASPAR; CAMPOS, 2007; FONSECA; UAGODA; CHAVES, 2023), onde se desenvolve associada uma vegetação típica de savana e pastagens degradadas. Os principais tipos de solo presentes são Neossolo Quartzarênico (85%), Neossolo Litólico (9%), Latossolo Amarelo (5%) e Cambissolo háplico (0,9%) (Santos, 2015).

Considerando os aspectos socioambientais, a maioria das propriedades rurais da região desenvolve a pecuária intensiva como atividade econômica, resultando frequentemente em degradação do solo e altos níveis de erosão quando o manejo não é realizado adequadamente, ressaltando a necessidade de estratégias eficazes de manejo e conservação para garantir a sustentabilidade ambiental (CAMARGO, 2023). O Aquífero Uruçuia é uma fonte estratégica de água para o abastecimento da população e para projetos de irrigação, necessitando de atenção às áreas de recarga devido ao uso agrícola intenso (GASPAR; CAMPOS, 2007; TOLEDO, 2022). A demanda por outorga hídrica de água subterrânea para uso em lavouras é

crecente, devido ao limite legal máximo outorgável dos rios da região (SILVA et al., 2005).

#### 4.2 Caixas de Gerlach

A Caixa de Gerlach é um dos métodos mais reconhecidos e amplamente utilizados em trabalhos de pesquisa como ferramenta de quantificação da perda de solo com estações experimentais (SILVEIRA, 2017; CAMARGO, 2023). A Caixa de Gerlach é uma metodologia eficiente e de baixo custo para quantificar a perda de solo. Com capacidade de avaliar grandes regiões e muitas áreas selecionadas aleatoriamente, sem a necessidade de delimitação de parcela, reduzindo o tempo e os recursos necessários para a coleta de dados. Porém, uma das dificuldades relatadas na aplicação dessa técnica é a identificação precisa da área de contribuição do escoamento superficial para cada caixa (WICHARUCK et al., 2023; CAMARGO, 2023).

O equipamento da Caixa de Gerlach, ou caixa de erosão, consiste em uma caixa interna, que retém o material transportado pelo escoamento superficial, e uma caixa externa com tampa, buscando minimizar a entrada de material resultante do efeito de respingos. Para monitorar a erosão nos locais de estudo, o equipamento foi instalado em locais terminais da área de convergência, para receber a enxurrada (NUNES; LOURENÇO, 2019).

Este estudo, com as Caixas de Gerlach, considera o ano hidrológico 2023/2024, foi iniciado por Camargo (2023) com o ano hidrológico de Agosto de 2022 a Julho de 2023. Para a realização do projeto, foram selecionadas três propriedades rurais: Fazenda Funil em Buritinópolis, Fazenda Progresso em Damianópolis, e Fazenda Tarimba em Mambai (Figura 1), na APA-NRV.

Em cada propriedade, foram selecionadas áreas com distintas coberturas do solo: Pasto Degradado, Pasto Restaurado e Cerrado Nativo. Importante destacar o fato de que o pasto está ativo nestas áreas. Após, foram instaladas as caixas de Gerlach, onde foram realizadas coletas, seguidas pelo tratamento e avaliação das amostras. Os tipos de solo e as coberturas de solo de todas as áreas foram analisados, resultando na Tabela 1 que descreve as características do solo em cada uma dessas áreas.

Tabela 1 - pH, Acidez do solo, composição granulométrica e tipo de solo de cada tipo de cobertura nas propriedades (Camargo, 2023).

Propriedade	Tipo de Cobertura	pH	Acidez (H+Al, em cmol/dm <sup>3</sup> )	Composição Granulométrica			Tipo de Solo
				Argila (g/kg)	Areia (g/kg)	Silte (g/kg)	
Fazenda Funil - Buritinópolis	Pasto degradado	6,1	Média toxidez	275	625	100	Latossolo Vermelho textura média
	Pasto restaurado	6,5	Média toxidez	300	575	125	Latossolo Vermelho textura média
	Cerrado Nativo	6,4	Média toxidez	250	700	50	Latossolo Vermelho textura média
Fazenda Progresso - Damianópolis	Pasto degradado	7	Média toxidez	175	800	25	Neossolo Quartzarênico
	Pasto restaurado	7,1	Baixa toxidez	175	800	25	Neossolo Quartzarênico
	Cerrado Nativo	6,6	Média toxidez	150	825	25	Neossolo Quartzarênico
Fazenda Tarimba - Mambaí	Pasto degradado	6,4	Baixa toxidez	150	800	50	Neossolo Litólico
	Pasto restaurado	6,7	Média toxidez	300	650	50	Transição entre Neossolo Quartzarênico e Neossolo Litólico
	Cerrado Nativo	6,4	Média toxidez	125	850	25	Neossolo Quartzarênico

Para captação da água resultante do escoamento superficial, foram utilizadas Caixas de Gerlach com dimensões de 10 cm de altura, 20 cm de largura e 50 cm de comprimento, totalizando um volume de 10.000 cm<sup>3</sup> (CAMARGO, 2023). Cada caixa possui uma tampa articulada e um tubo de saída conectado a uma garrafa de armazenamento, conforme ilustrado na Figura 3. As caixas foram estrategicamente

posicionadas em áreas específicas das propriedades rurais considerando os perfis de declive, a ausência de sulcos e a similaridade da vegetação da área.

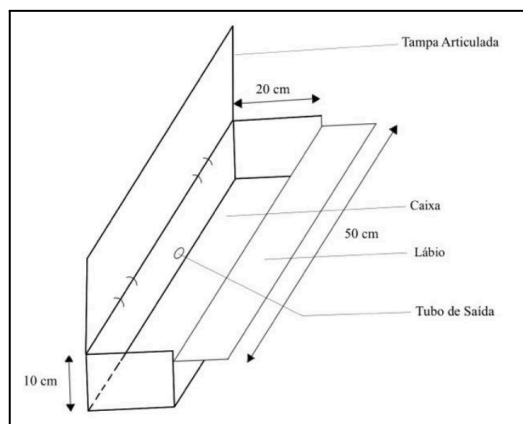


Figura 3 - Estrutura da Caixa de Gerlach (Camargo, 2023).

Seis caixas foram instaladas em cada propriedade, com duas caixas para cada tipo de cobertura do solo, com códigos que permitem a identificação das amostras coletadas posteriormente (Figuras 4, 5 e 6). A nomenclatura das caixas seguiu um padrão específico: (a) a letra refere-se ao município onde a propriedade está localizada, (b) os números sequenciais indicam o tipo de cobertura do solo, com números ímpares para a primeira amostra referente a um tipo de cobertura de solo e números pares para a segunda amostra (CAMARGO, 2023). Os números 1 e 2 referem-se ao pasto degradado, 3 e 4 ao pasto em recuperação, e 5 e 6 ao Cerrado.

A escolha dos locais de instalação das caixas considerou a declividade da área, a ausência de sulcos e a pequena área de drenagem com pelo menos 90% de uniformidade na cobertura do solo (CAMARGO, 2023). A distribuição das caixas de erosão nas propriedades, Fazenda Funil, Progresso e Tarimba está ilustrada nas Figuras 7, 8 e 9, respectivamente. As tabelas 2, 3 e 4 apresenta as coordenadas e altitudes (CAMARGO, 2023).



Figura 4 - Caixa de Gerlach B-1 (Pasto Degradado), localizada na Fazenda Funil, Buritinópolis.



Figura 5 - Caixa de Gerlach B-3 (Pasto Restaurado), localizada na Fazenda Funil, Buritinópolis.



Figura 6 - Caixa de Gerlach B-5 (Cerrado nativo), localizada na Fazenda Funil, Buritinópolis.



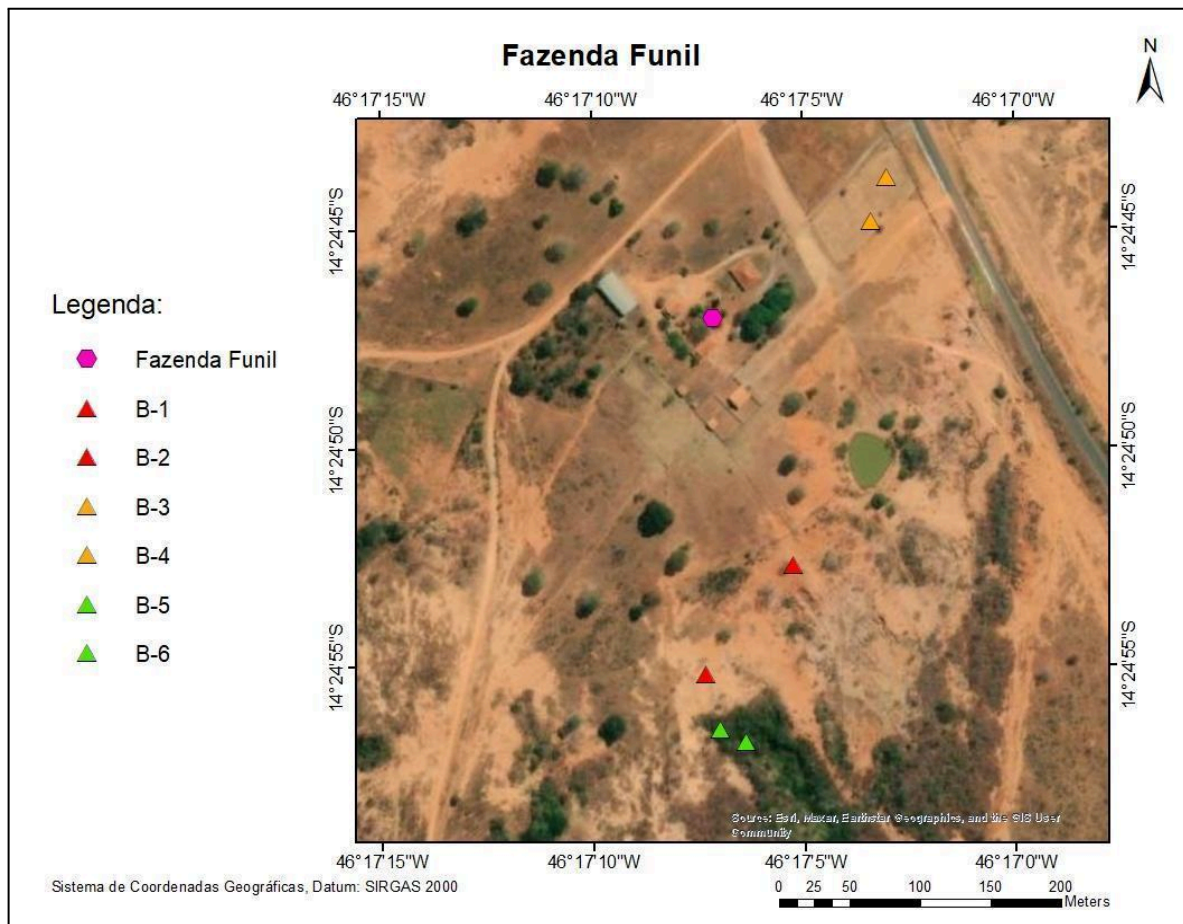


Figura 7 - Mapa da Fazenda Funil, município de Buritinópolis.

Tabela 2 - Coordenadas e Altitude das Caixas de Gerlach da Fazenda Funil.

Caixa	Tipo de Cobertura	Latitude (°S)	Longitude (°W)	Altitude (m)
B-1	Pasto Degradado	14,41466	46,28480	713
B-2		14,41534	46,28356	706
B-3	Pasto Restaurado	14,41246	46,28428	733
B-4		14,41218	46,28417	724
B-5	Cerrado	14,41568	46,28528	702
B-6		14,41577	46,28510	717

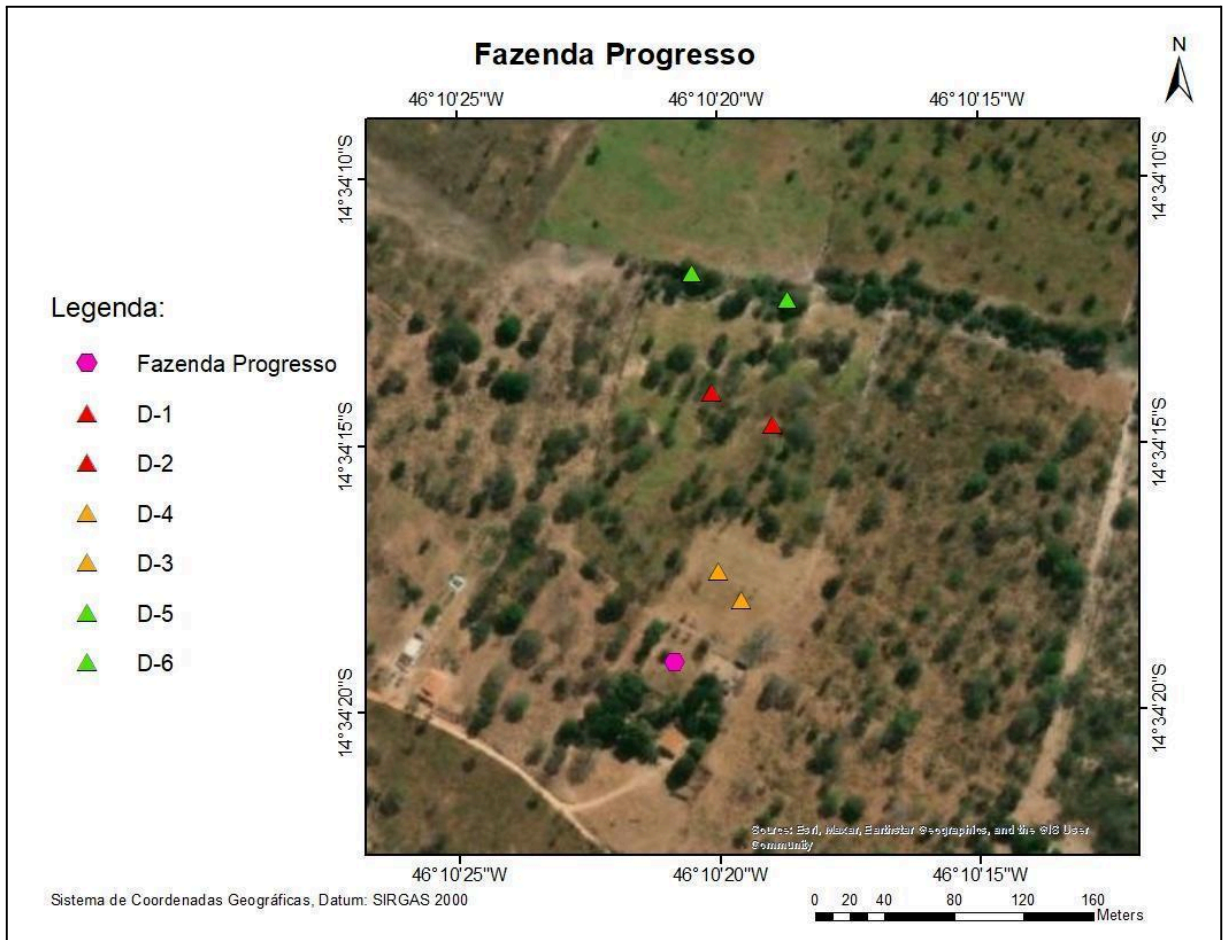


Figura 8 - Mapa da Fazenda Progresso, município de Damianópolis.

Tabela 3 - Coordenadas e Altitude das Caixas de Gerlach da Fazenda Progresso.

Caixa	Tipo de Cobertura	Latitude (°S)	Longitude (°W)	Altitude (m)
D-1	Pasto Degradado	14,57075	46,17192	741
D-2		14,57057	46,17221	740
D-3	Pasto Restaurado	14,57164	46,17207	745
D-4		14,57151	46,17220	743
D-5	Cerrado	14,56997	46,17234	733
D-6		14,57008	46,12184	733

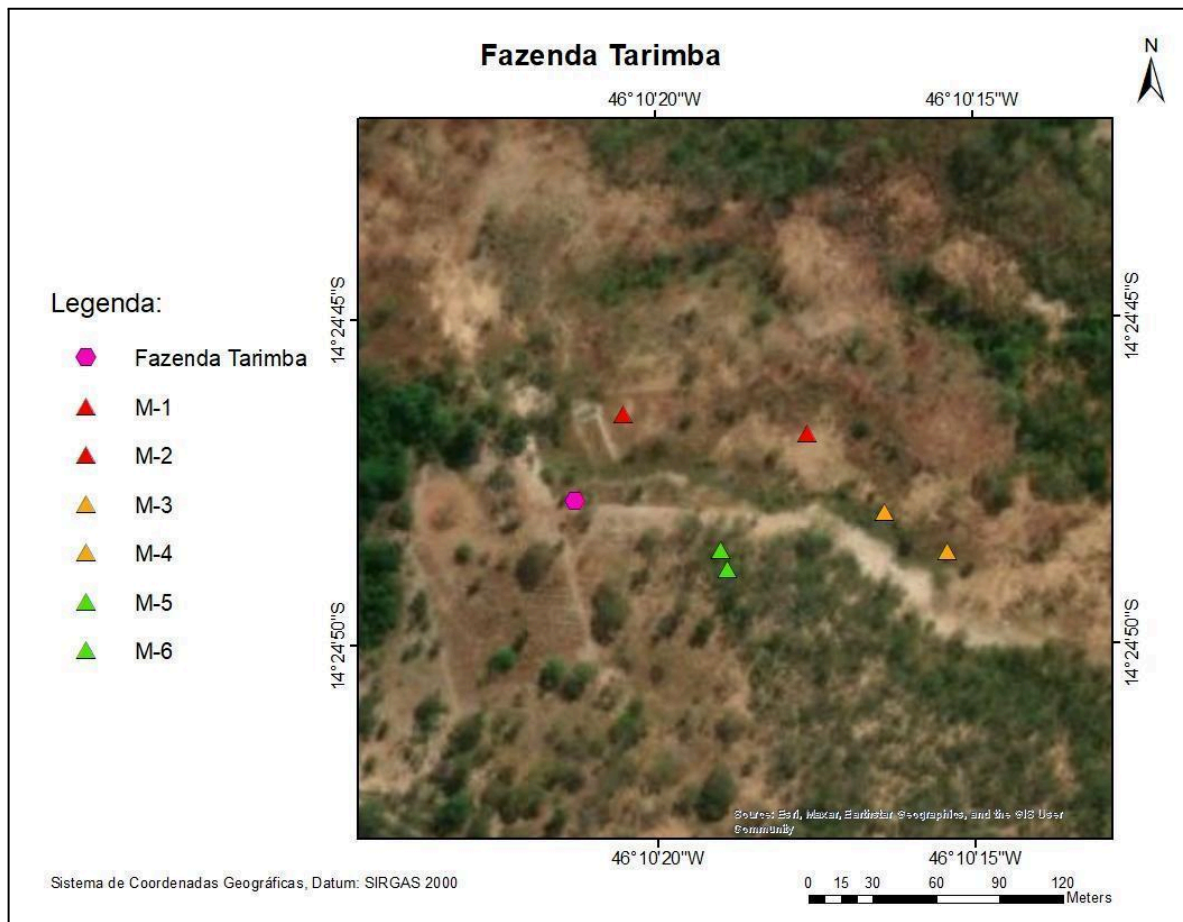


Figura 9 - Mapa da Fazenda Tarimba, município de Mambai.

Tabela 4 - Coordenadas e Altitude das Caixas de Gerlach da Fazenda Tarimba.

Caixa	Tipo de Cobertura	Latitude (°S)	Longitude (°W)	Altitude (m)
M-1	Pasto Degradado	14,41291	46,17236	736
M-2		14,41300	46,17157	753
M-3	Pasto Restaurado	14,41333	46,17121	756
M-4		14,41350	46,17095	751
M-5	Cerrado	14,41358	46,17191	772
M-6		14,41350	46,17194	769

#### 4.4 Amostragem e processamento dos dados

##### 4.4.1 Precipitação, Escoamento Superficial e Concentração de Sedimentos

Os volumes de precipitação e de escoamento superficial e a quantidade de sedimentos foram amostrados quinzenalmente, exceto durante eventos de chuva significativos, quando as coletas foram mais frequentes (CARVALHO et al., 2007; Cogo, 1978). O volume de precipitação acumulado entre coletas foi obtido utilizando um pluviômetro padrão da Organização Mundial de Meteorologia (OMM) instalado no centro da bacia.

As amostras foram coletadas em áreas de pastagem degradada, pastagem restaurada e Cerrado nativo em três propriedades rurais: Fazenda Funil, Fazenda Progresso e Fazenda Tarimba. A Tabela 5 detalha o número de amostras coletadas por propriedade, por tipo de cobertura do solo, em cada ano hidrológico.

As garrafas coletoras foram substituídas após cada coleta e enviadas para análise, com o código de identificação da amostra, a data de coleta, precipitação e a condição da caixa externa (cheia ou vazia de sedimento) (Figuras 11 e 12). O volume de escoamento (ml) monitorado em cada Caixa de Gerlach foi medido despejando o conteúdo das garrafas em béqueres de vidro identificados previamente.

As amostras foram enviadas para o Laboratório de Manejo Florestal da Universidade de Brasília para análise. No Laboratório as amostras foram secas em estufa convectiva a uma temperatura de 103°C até estarem completamente secas, com o tempo de secagem variando conforme a quantidade de água nas amostras (Figura 10). Após a secagem, o sedimento foi raspado dos béqueres com um bastão de vidro. O sedimento (g) foi armazenado para outras análises posteriores.

Tabela 5 - Amostras por propriedade e tipo de cobertura do solo.

Propriedade	Tipo de Cobertura	Quantidade de Amostras	
		2022/2023	2023/2024
Fazenda Funil Buritinópolis	Pasto degradado	53	38
	Pasto restaurado	48	40
	Cerrado	49	40
Fazenda Progresso Damianópolis	Pasto degradado	33	37

	Pasto restaurado	27	35
	Cerrado	45	40
Fazenda Tarimba Mambaí	Pasto degradado	44	40
	Pasto restaurado	44	44
	Cerrado	38	32

A concentração de sedimentos foi determinada pela quantidade de sedimento transportado pelo escoamento superficial e coletada nas amostras das Caixas de Gerlach.

$$C = 1000 * \frac{S}{Q} \quad (1)$$

Onde: C = Concentração de sedimento da amostra (g/L); S = Quantidade de sedimento da amostra (g); e Q = Volume de escoamento da amostra (mL).



Figura 10 - Béqueres de 1 litro de volume na estufa.



Figura 11 - Caixa cheia (Camargo, 2023).



Figura 12 - Caixa vazia (Camargo, 2023).

#### 4.3 Anéis de Infiltração e Penetrômetro

Para a obtenção dos valores de resistência à penetração e de velocidade de infiltração do solo, foram realizados testes de infiltração com anéis concêntricos e de resistência à penetração, utilizando-se um penetrômetro, nas datas de 11 e 12 de novembro de 2022 e 7 de julho de 2024. No segundo ano de acompanhamento as medições se concentraram apenas nas áreas de Pasto Restaurado, onde ocorreram intervenções para restauração da área.

O teste de anéis concêntricos consiste na inserção de dois anéis de ferro de diferentes diâmetros no solo, com o objetivo de medir a velocidade de infiltração da

água no solo. A água foi despejada dentro dos dois anéis e a velocidade de infiltração foi monitorada por meio de marcações no interior do anel interno (com uma variação de altura,  $\Delta H$ , de 5 cm) e medida com o auxílio de um cronômetro cada vez que a superfície da água desce até a próxima marcação, conforme ilustrado na Figura 13.



Figura 13 - Teste de Infiltração com anéis concêntricos.

A resistência à penetração do solo, relacionada à resistência exercida pelo solo ao crescimento das raízes, é um indicativo da compactação do solo (VAZ, 2002), foi determinada através do uso de um penetrômetro. O teste de resistência à penetração foi conduzido inserindo-se a haste do penetrômetro no solo, onde se deseja medir a resistência, conforme a Figura 14. As medições foram repetidas três vezes a cada 10 cm de profundidade, começando pela superfície.



Figura 14 - Penetrômetro.



Figura 15 - Teste de Resistência à penetração.

A velocidade de infiltração no solo foi calculada utilizando-se os dados obtidos no teste de anéis concêntricos, por meio da equação de Velocidade de Infiltração Básica:

$$f = \frac{\Delta H}{T_{ac}} \quad (2)$$

Onde:  $f$  = Velocidade de infiltração da água no solo (cm/min);  $\Delta H$  = variação de altura da água no anel (cm);  $T_{ac}$  = Tempo acumulado (min).

Os valores de resistência à penetração para cada área foram calculados a partir da média aritmética das medições realizadas em diferentes profundidades:

$$R_p = \frac{\sum R_{ph}}{n} \quad (3)$$

Onde:  $R_p$  = Resistência média à penetração (MPa);  $R_{ph}$  = resistência à penetração em profundidade específica (Mpa);  $n$  = número de medições.

## 4.5 Análise Estatística

### 4.5.1 Teste de Tukey

Para avaliar diferenças entre os tipos de cobertura do solo (Pasto Degradado, Pasto Restaurado e Cerrado nativo) nas propriedades estudadas, foi realizada uma Análise de Variância (ANOVA), seguida do Teste de Comparações Múltiplas de Tukey. O teste de Tukey foi escolhido devido à sua robustez na comparação de pares de médias quando se trata de grupos com amostras de tamanhos



semelhantes, fornecendo uma avaliação precisa das diferenças significativas entre os tratamentos.

Primeiramente, a ANOVA foi realizada para verificar a existência de diferenças estatisticamente significativas nas médias de concentração de sedimentos entre os três tipos de cobertura do solo. A ANOVA foi usada para testar a hipótese nula de que as médias das concentrações de sedimentos eram iguais entre as áreas. Após a verificação de uma diferença significativa na ANOVA, o Teste de Tukey foi aplicado para realizar comparações pareadas entre os tipos de cobertura e identificar onde essas diferenças ocorreram.

O Teste de Tukey compara todas as combinações de pares de grupos (por exemplo, Pasto Degradado vs. Cerrado nativo, Pasto Degradado vs. Pasto Restaurado, e Pasto Restaurado vs. Cerrado nativo), calculando as diferenças entre as médias e suas respectivas margens de erro. O teste também gera intervalos de confiança de 95%, que indicam se as diferenças entre os grupos são estatisticamente significativas. Um p-valor inferior a 0,05 foi considerado como critério para significância estatística.

Para a realização do teste, utilizou-se o software R, por meio da função TukeyHSD aplicada após a execução do modelo ANOVA. Este procedimento foi repetido para cada uma das fazendas (Buritinópolis, Damianópolis e Mambaí), de modo a identificar as diferenças entre os tratamentos em cada propriedade.

Os resultados foram apresentados em tabelas, indicando as médias de concentração de sedimentos de cada tratamento e os grupos estatisticamente diferentes e em gráficos de intervalo de confiança de 95%, que permitiram uma visualização clara das diferenças entre os tratamentos.

#### 4.5.2 Correlações entre Parâmetros Mensurados

##### 4.5.2.1 Correlação entre Escoamento Superficial e Parâmetros de Sedimentos

A correlação entre o escoamento superficial e os parâmetros de sedimentos (quantidade e concentração de sedimentos) foi investigada para entender a dinâmica do transporte de sedimentos em função do volume de escoamento em cada tipo de cobertura de solo.

Os gráficos gerados permitem visualizar a relação entre o escoamento superficial e os parâmetros de sedimentos. As correlações foram expressas por meio

de linhas de tendência e os valores de  $R^2$ , que indicam o grau de correlação entre os fatores analisados.

#### 4.5.2.2 Concentração de Sedimentos e Composição Granulométrica

A composição granulométrica foi determinada a partir de amostras de solo de cada área (Pasto Degradado, Restaurado ou Cerrado nativo) nas três Fazendas, resultando em nove amostras que foram analisadas em laboratório. Com base nos resultados laboratoriais, foram calculadas as médias das porcentagens de cada tipo de partícula (areia, argila ou silte) e as médias das concentrações de sedimentos (g/L), obtidas no Teste de Tukey para cada fazenda.

A partir das médias foram criados três gráficos correlacionando a composição granulométrica (percentuais de areia, argila e silte) com a concentração de sedimentos para cada fazenda. Como as concentrações de sedimentos são fixas para cada fazenda, é possível identificar diretamente os pontos no gráfico, facilitando a interpretação visual.

#### 4.5.2.3 Infiltração e Resistência à Penetração

A correlação entre a concentração de sedimentos e os parâmetros de infiltração e resistência à penetração foi realizada da mesma maneira descrita acima. As médias dos valores de infiltração e de resistência à penetração, obtidos para as três áreas (Pasto Degradado, Pasto Restaurado e Cerrado nativo) de cada fazenda, foram utilizadas para gerar um único valor médio por fazenda. Com os gráficos gerados, foi possível visualizar a relação entre a concentração de sedimentos e os valores de infiltração e resistência à penetração, resultando em uma representação clara das correlações.

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 Precipitação e Erosividade

Os dados de precipitação e erosividade foram obtidos para o período hidrológico de 2022/2023 e 2023/2024 para as Fazendas Funil, Progresso e Tarimba (Tabela 6). A precipitação no segundo ano foi ligeiramente superior em todas as fazendas, seguindo um padrão já observado por Camargo (2023), com relação à pesquisa de Toledo (2022) na mesma região no ano hidrológico de 2021-2022.

Tabela 6 - Precipitação e Erosividade para as fazendas Funil, Progresso e Tarimba.

Fazenda	P (mm)		R (Mj mm ha <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup> )	
	2022/2023	2023/2024	2022/2023	2023/2024
Fazenda Funil - Buritinópolis	1095,5	1131,5	7356,6	7180,6
Fazenda Progresso - Damianópolis	1095,5	1131,5	7353,7	7150,3
Fazenda Tarimba - Mambaí	1095,5	1131,5	7209,2	7127,5

No entanto, apesar deste aumento na precipitação total, a erosividade média das chuvas (R) apresentou uma leve redução entre os dois anos. Na Fazenda Tarimba, por exemplo, a erosividade diminuiu de 7209,2 MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> no primeiro ano para 7127,5 MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> no segundo ano. Resultados semelhantes foram observados nas Fazendas Funil e Progresso, onde a erosividade também apresentou redução no segundo ano. A erosividade, de acordo com a classificação de Oliveira (2013), é considerada de classe média-forte. Isto reforça a importância das práticas de manejo e recuperação de pastagens, fundamentais para conter os processos erosivos, particularmente em áreas onde a erosividade tende a ser elevada.

Essa diminuição na erosividade, apesar do aumento da precipitação, pode ser explicada pela distribuição das chuvas ao longo do ano. A fórmula utilizada para calcular a erosividade demonstra que a intensidade das chuvas mensais (Mi<sup>2</sup>) tem um papel significativo. Se a precipitação anual for distribuída de maneira mais uniforme ao longo dos meses, com menos picos intensos, o valor de R pode diminuir, mesmo que o volume total de precipitação tenha aumentado. Isto é evidenciado pelos gráficos de precipitação (Figura 15) que mostram uma distribuição mais homogênea das chuvas no segundo ano, especialmente em Damianópolis e Mambaí. No primeiro ano, houve picos mais intensos de precipitação, como os observados em novembro de 2022, que contribuíram para uma erosividade mais elevada.

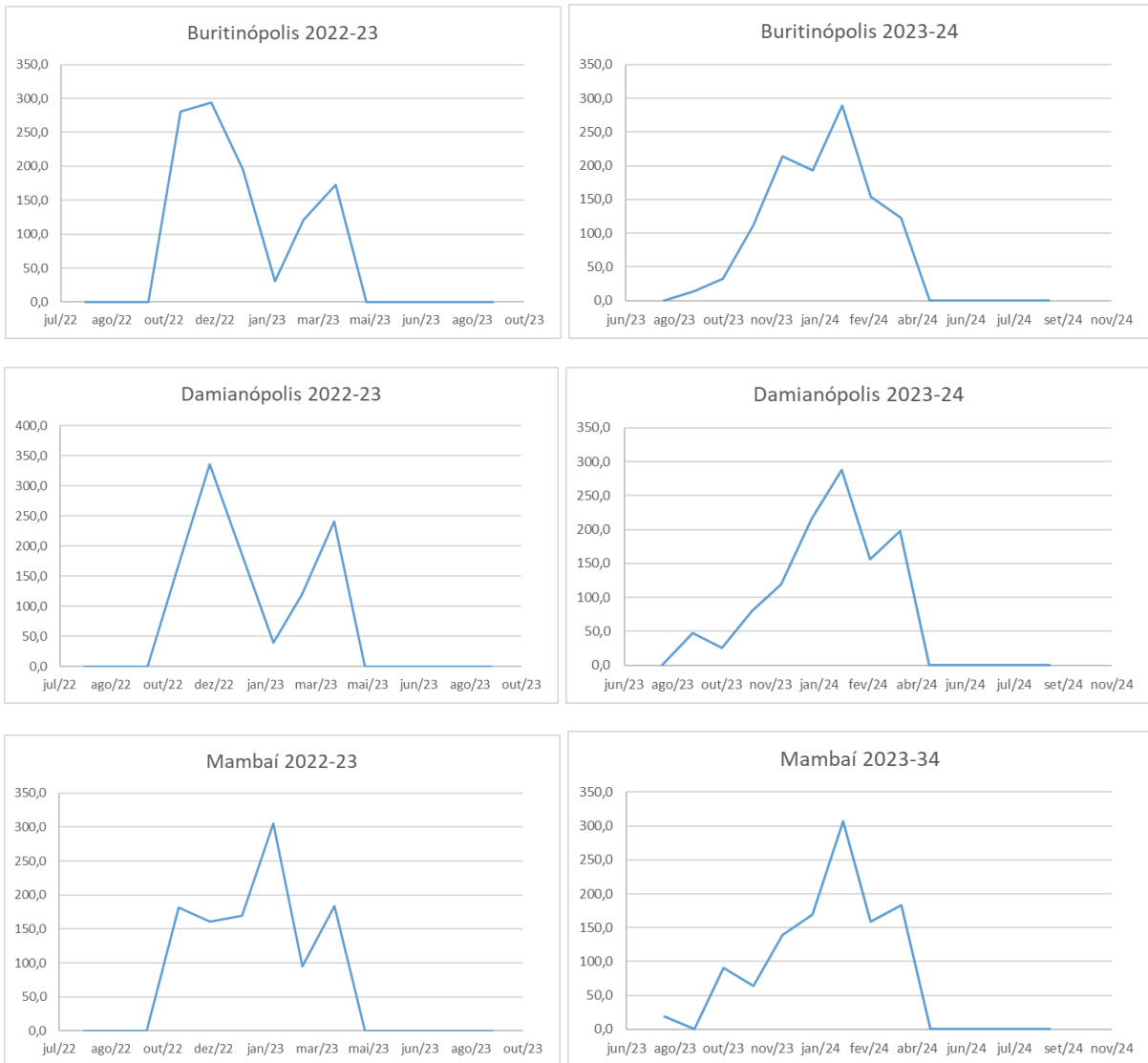


Figura 16 - Precipitação corrigida de Mambaí, Buritinópolis e Damianópolis de 2022 a 2024.

## 5.2 Fazenda Funil - Buritinópolis

### 5.2.1 Testes de Infiltração e Resistência à Penetração

No primeiro ano, foi constatado que a velocidade de infiltração na área de Pasto Restaurado foi superior aos registrados no Cerrado nativo e na área de Pasto Degradado, onde não foi observada infiltração. A resistência à penetração no Pasto Restaurado foi de 2,83 Mpa, inferior ao valor observado no Cerrado nativo (3,40 Mpa), e à resistência encontrada no Pasto Degradado, que foi de 3,32 Mpa (Tabela 9; Figura 16).

Tabela 7 - Velocidade de infiltração e resistência à penetração Fazenda Funil entre 2022 e 2024.

Tipo de Cobertura	f (cm/min)		Rp (Mpa)	
	2022/2023	2023/2024	2022/2023	2023/2024
Pasto Degradado	0	-	3,32	-
Pasto Restaurado	0,36	0,54	2,83	2,62
Cerrado Nativo	0,25	-	3,40	-

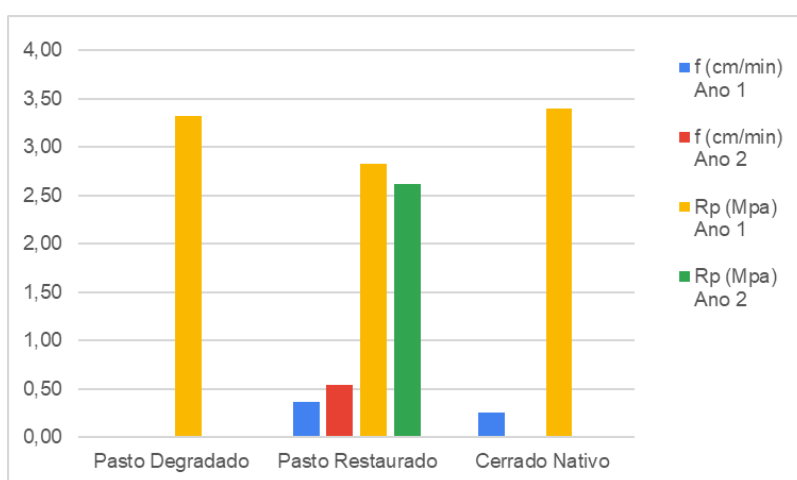


Figura 17 - Infiltração (f) e Resistência à penetração (Rp) por tipo de cobertura na Fazenda Funil.

Na área de Pasto Degradado, ainda no primeiro ano, a infiltração foi de 0 cm/min devido à extrema compactação do solo, com uma resistência à penetração de 3,02 Mpa (Figura 17). De acordo com Camargo (2022) isto está alinhado com os resultados de Flach et al. (2020), que identificaram o pisoteio contínuo como um dos principais fatores responsáveis pela redução da velocidade de infiltração devido ao aumento da compactação em áreas de pasto degradado.

No segundo ano, os testes de infiltração concentraram-se no Pasto Restaurado (Figura 18), onde houve uma melhora na capacidade de infiltração, que passou de 0,36 cm/min no primeiro ano para 0,54 cm/min. Observou-se uma infiltração mais rápida logo nos primeiros minutos, em comparação ao primeiro ano, o que sugere uma melhoria na permeabilidade do solo, possivelmente devido à reestruturação do solo e à eficácia das intervenções de manejo. Embora a área tenha obtido alta velocidade de infiltração nos primeiros minutos, além da grande variação ao longo do tempo, registrou também o maior tempo acumulado (Tac) entre todas as medições dos dois anos, sugerindo absorção de maior volume de água.

A resistência à penetração ( $R_p$ ) no Pasto Restaurado apresentou um leve decréscimo, de 2,83 Mpa no primeiro ano para 2,62 Mpa no segundo, indicando uma recuperação gradual do solo e uma redução na compactação, resultados das práticas de manejo adotadas.

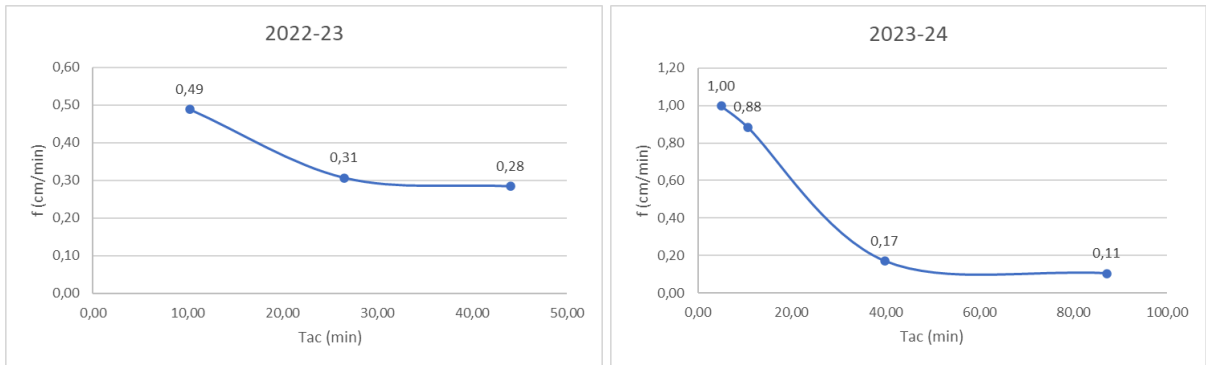


Figura 18 - Curvas de infiltração - Pasto Restaurado na Fazenda Funil nos anos hidrológicos 2022-2023 e 2023-2024.



Figura 19 - Pasto Restaurado na Fazenda Funil, em Buritinópolis (outubro/2023).

### 5.2.2 Resultados por Tipo de Cobertura do Solo

No primeiro ano, a área de Pasto Restaurado apresentou o menor volume de escoamento, com um total de 45.200 mL, enquanto o Cerrado nativo e o Pasto Degradado registraram volumes de 46.405 mL e 49.855 mL, respectivamente. No primeiro ano, as concentrações de sedimentos foram de 11,15 g/L no Pasto Degradado, 3,42 g/L no Pasto Restaurado e 3,39 g/L no Cerrado (Tabela 10, Figura 19).

No segundo ano houve uma redução geral no escoamento em todas as áreas. O Pasto Degradado foi a área com maior variação no escoamento, registrando um volume de 31.270 mL. Apesar desta redução no escoamento, a concentração de sedimentos no Pasto Degradado permaneceu mais alta do que as outras áreas, com uma média de 10,52 g/L e foi a área com menor variação neste parâmetro.

Tabela 8 - Escoamento Superficial, Sedimento e Concentração de Sedimentos.

2022-2023								
Tipo de Cobertura	Q (mL)			S (g)			C (g/L)	
	Total	Média	D.P.	Total	Média	D.P.	Média	D.P.
Pasto Degradado	49.855,00	24.927,50	291,99	532,54	266,27	15,36	11,15	23,36
Pasto Restaurado	45.200,00	22.600,00	351,25	170,38	85,19	5,79	3,42	6,18
Cerrado Nativo	46.405,00	23.202,50	384,88	137,77	68,89	3,06	3,39	6,69
2023-2024								
Tipo de Cobertura	Q (mL)			S (g)			C (g/L)	
	Total	Média	D.P.	Total	Média	D.P.	Média	D.P.
Pasto Degradado	31.270,00	15.635,00	318,25	310,93	155,47	8,01	10,52	13,77
Pasto Restaurado	38.860,00	19.430,00	55,26	30,77	15,39	0,89	0,79	0,90
Cerrado Nativo	39.320,00	19.660,00	48,74	95,59	47,80	1,49	2,44	1,57

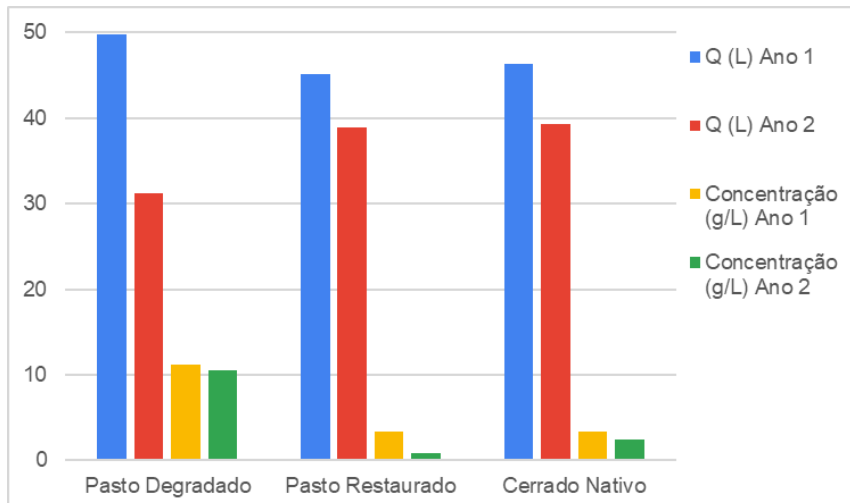


Figura 20 - Resultados de volume de escoamento (Q), concentração de sedimentos (C), por tipo de cobertura na Fazenda Funil.

As concentrações de sedimentos diminuíram na área de Pasto Restaurado de 3,42 g/L para 0,79 g/L; e na área de Cerrado nativo de 3,39 g/L para 2,44 g/L. Podemos destacar a variação na área de Pasto Restaurado ao longo do tempo, que embora tenha a menor variação no volume de escoamento, foi a área que obteve a maior redução na concentração de sedimentos no período analisado (Figura 20).



Figura 21 - Pasto Restaurado Fazenda Funil (outubro/2023). Caixa aberta e vazia (direita).

Esses dados reforçam que, embora o Pasto Degradado (Figura 21) tenha apresentado menor escoamento no segundo ano, a alta quantidade de sedimentos



continua sendo um desafio, enquanto o Pasto Restaurado demonstra melhorias significativas em termos de retenção de água e sedimentos, mesmo tendo a menor variação em termos de volume de escoamento.



Figura 22 - Pasto Degradado Fazenda Funil (outubro/2023).

Apesar de o Cerrado (Figura 22) possuir uma cobertura vegetal mais estável, o maior volume de escoamento no segundo ano, associado à maior resistência à penetração e à infiltração mais lenta, contribuíram para uma maior quantidade de sedimentos transportados em comparação ao Pasto Restaurado (Figuras 16 e 20).



Figura 23 - Cerrado Nativo Fazenda Funil (outubro/2023), caixas abertas e vazias (sem sedimento acumulado).

### 5.2.3 Teste de Tukey

A análise de variância (ANOVA) realizada indicou diferenças estatisticamente significativas nas concentrações médias de sedimentos entre as áreas de Pasto Degradado, Restaurado e Cerrado ( $p < 0,05$ ). A estatística F calculada foi de 21,83, o que reflete a razão entre a variância observada entre os grupos e a variância dentro dos grupos, indicando que há uma diferença considerável na concentração de sedimentos entre os diferentes tipos de cobertura do solo.

O p-valor obtido foi 5,77E-09, muito inferior ao nível de significância de 0,05, permitindo rejeitar a hipótese nula de igualdade das médias. Isso confirma que o tipo de cobertura do solo tem um efeito significativo na concentração de sedimentos. Com essa confirmação, o Teste de Tukey foi aplicado para identificar onde essas diferenças específicas ocorreram entre as áreas.

Tabela 9 - Análise Estatística por tipo de cobertura para a concentração de sedimentos,  $p < 0,05$ .

Tipo de Cobertura	Médias	Grupos
PD	<b>8,43</b>	<b>a</b>
CN	<b>2,98</b>	<b>b</b>
PR	<b>2,31</b>	<b>b</b>

O Pasto Degradado apresentou a maior média de concentração de sedimentos, com 8,43 g/L, significativamente superior às médias observadas no Cerrado nativo (2,98 g/L) e no Pasto Restaurado (2,31 g/L). Essa diferença está refletida na forma como os grupos foram classificados no teste de Tukey, onde o Pasto Degradado foi agrupado isoladamente no grupo "a", enquanto o Pasto Restaurado e o Cerrado nativo foram agrupados no grupo "b", indicando que esses dois últimos possuem concentrações de sedimentos estatisticamente semelhantes entre si, mas significativamente menores que o Pasto Degradado.

As comparações entre os pares de áreas também reforçam esses resultados. A diferença entre Pasto Degradado e Cerrado nativo foi de 5,448 ( $p < 0,0001$ ), e entre o Pasto Degradado e Pasto Restaurado foi de -6,121 ( $p < 0,0001$ ), mostrando

que o processo de restauração foi eficaz em reduzir a concentração de sedimentos em comparação ao Pasto Degradado.

Por outro lado, a diferença entre o Pasto Restaurado e Cerrado nativo não foi estatisticamente significativa ( $p = 0,785$ ), com uma diferença central de  $-0,673$ , sugerindo que, embora o Cerrado tenha uma estabilização natural do solo, as práticas de manejo adotadas no Pasto Restaurado foram capazes de aproximar suas características de retenção de sedimentos às observadas no Cerrado nativo.

Esses resultados destacam a importância de estratégias de recuperação de pastagens degradadas, mostrando que as áreas restauradas, mesmo apresentando concentrações de sedimentos levemente superiores às do Cerrado, já se assemelham bastante a um ecossistema natural, o que evidencia o sucesso das práticas de manejo adotadas.

#### 5.2.4 Análise Temporal da Concentração de Sedimentos

No início do monitoramento (Agosto/2022 - Julho/2024), todas as áreas analisadas apresentaram maior influência de eventos de precipitação intensa, registrando concentrações de sedimentos mais próximas entre os grupos (Figuras 24 e 25). Entretanto no segundo ano houve uma clara separação entre as áreas, o Pasto Degradado continuou a mostrar picos elevados de concentração de sedimentos

O Pasto Restaurado registou a maior redução na concentração de sedimentos de um ano para o outro (Tabela 10). Apresentou uma diminuição gradativa nos picos de concentração de sedimentos ao longo do tempo, conforme a cobertura do solo se estabelece gerando uma linha mais estável no segundo ano hidrológico (2023-2024).

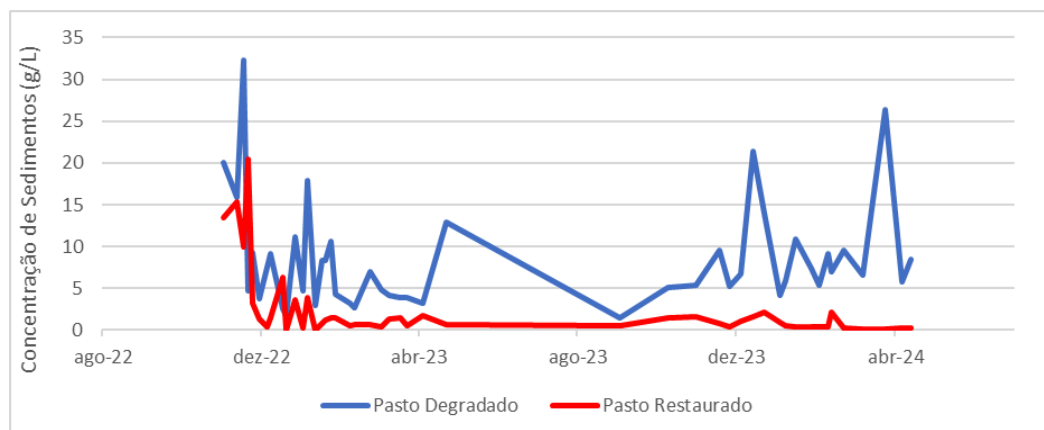


Figura 24 - Concentração de Sedimentos (g/L) na Fazenda Funil. Comparação de Pasto Degradado com Pasto Restaurado (Agosto de 2022 a Julho de 2024).

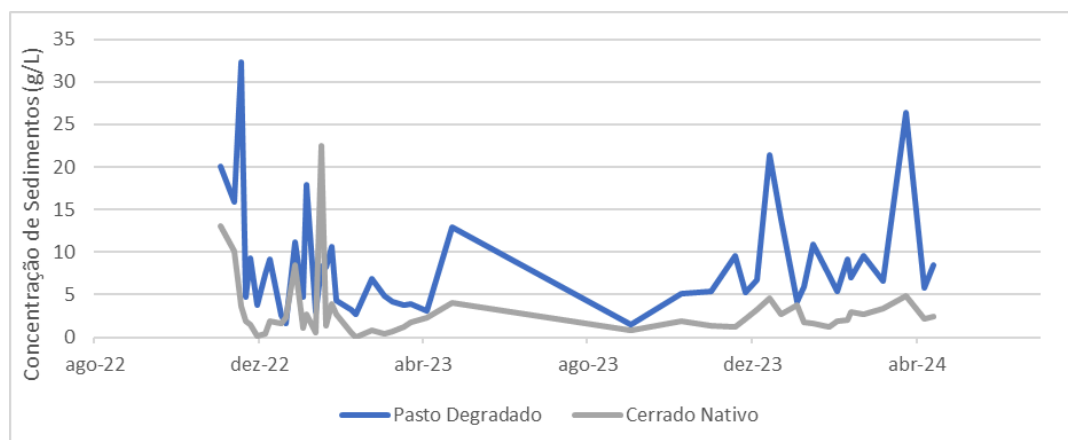


Figura 25 - Concentração de Sedimentos (g/L) na Fazenda Funil. Comparação de Pasto Degradado com Cerrado nativo (Agosto de 2022 a Julho de 2024).

Nos períodos de maior precipitação, a concentração de sedimentos no Pasto Degradado ultrapassa frequentemente os 10 g/L, atingindo picos significativos logo após os eventos de chuva intensa. Esta evolução temporal reflete que o Pasto Degradado, com o tempo, permanece em um estado de solo exposto, com pouca proteção contra o impacto das gotas de chuvas e o escoamento superficial, resultando em alta concentração de sedimentos durante os eventos de precipitação.

O Cerrado nativo, com vegetação nativa, registrou uma variação menor na concentração de sedimentos um ano após o outro, quando comparado à área de Pasto Restaurado. Como o Pasto Restaurado também manteve uma curva estável e com baixas concentrações de sedimentos mesmo nos períodos de maior precipitação, principalmente no segundo ano hidrológico. A vegetação nativa do Cerrado, com sua cobertura de serrapilheira, age como uma barreira protetora contra a erosão, segurando os sedimentos que seriam levados até a garrafa coletora da Caixa de Gerlach caso não houvesse a cobertura e rugosidade do solo.

## 5.2.5 Correlação entre Parâmetros Mensurados

### 5.2.5.1 Cobertura de Pasto Degradado

A Figura 26 mostra que o escoamento superficial e os parâmetros de sedimentos no Pasto Degradado da Fazenda Funil geram linhas de tendência positivas, sugerindo que, à medida que o escoamento aumenta, há também um incremento na quantidade de sedimentos transportados.

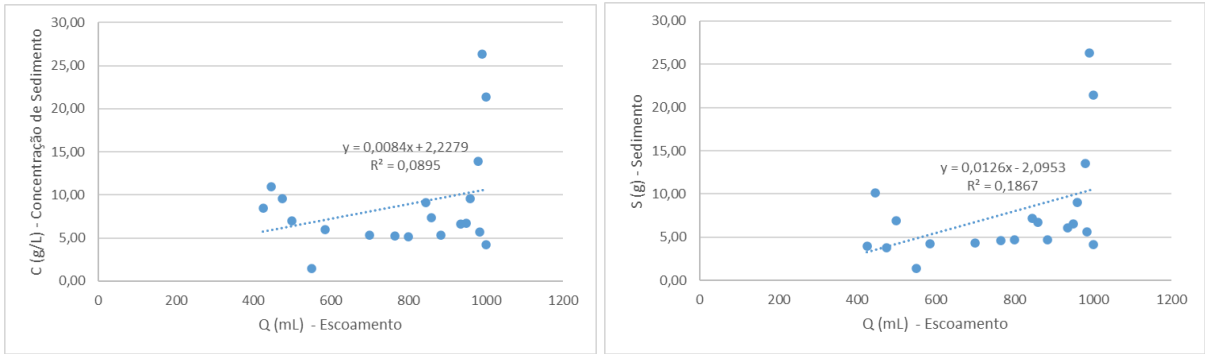


Figura 26 - Correlação entre Escoamento Superficial (Q) e Concentração de Sedimentos (à esquerda); Correlação entre Escoamento Superficial (Q) e Quantidade de Sedimento (g) (à direita).

Porém, os valores de  $R^2$  são fracos, implicando que outros fatores têm influência mais significativa sobre a quantidade e a concentração de sedimentos, como a granulometria do sedimento.

#### 5.2.5.2 Cobertura de Pasto Restaurado

No Pasto Restaurado, observou-se uma linha de tendência negativa entre o escoamento superficial e a concentração de sedimentos e quantidade de sedimentos, inferindo-se que conforme as práticas de manejo avançam e o solo se estabiliza, há uma redução na quantidade e na concentração de sedimentos transportados, mesmo quando o escoamento aumenta (Figura 27). No entanto, o valor de  $R^2$  é baixo, indicando uma correlação fraca entre os parâmetros.

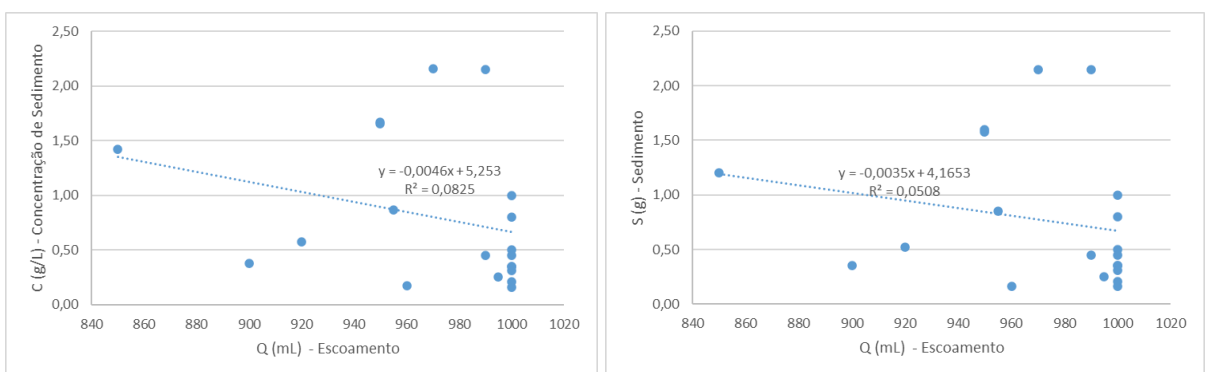


Figura 27 - Correlação entre Escoamento Superficial (Q) e Concentração de Sedimentos (à esquerda); Correlação entre Escoamento Superficial (Q) e Quantidade de Sedimento (g) (à direita).

#### 5.2.5.3 Cobertura de Cerrado

No Cerrado nativo, as linhas de tendência também são negativas, indicando que à medida que o escoamento aumenta, a concentração e a quantidade de

sedimentos diminuem. Contudo, os valores de  $R^2$  são baixos, revelando uma correlação fraca entre os parâmetros (Figura 28).

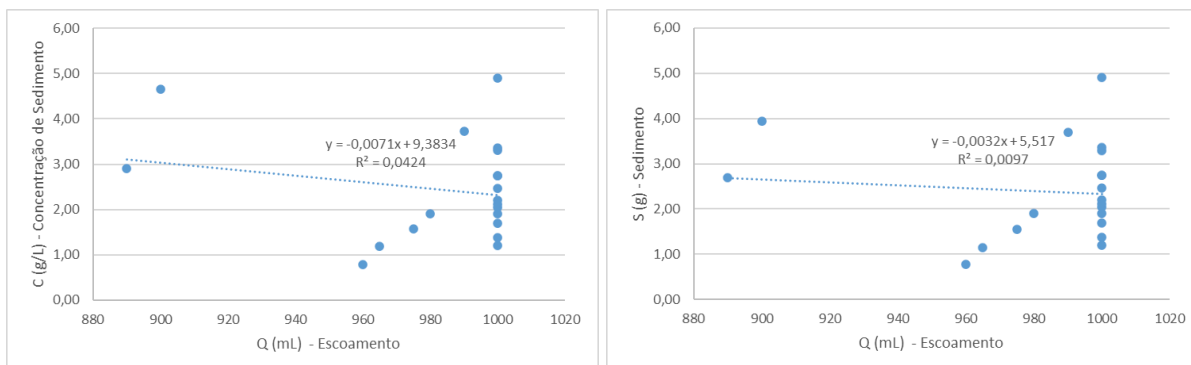


Figura 28 - Correlação entre Escoamento Superficial (Q) e Concentração de Sedimentos (à esquerda); Correlação entre Escoamento Superficial (Q) e Quantidade de Sedimento (g) (à direita).

### 5.3 Fazenda Progresso - Damianópolis

#### 5.3.1 Testes de Infiltração e Resistência à Penetração

No primeiro ano, a maior velocidade de infiltração foi obtida na área de Cerrado (0,97 cm/min), com menor resistência à penetração (Tabela 12). A velocidade de infiltração no Cerrado foi superior às registradas no Pasto Restaurado (0,93 cm/min) e no Pasto Degradado (0,74 cm/min). Estes resultados corroboram os achados de Duarte et al. (2020), que também observaram maior infiltração em solos de vegetação nativa em relação às áreas de pastagem de sequeiro e irrigada (CAMARGO, 2023). Já a resistência à penetração ( $R_p$ ) no primeiro ano foi semelhante entre as áreas, porém a área de Pasto Restaurado obteve o maior valor (1,90 Mpa), superior às medidas do Pasto Degradado e do Cerrado nativo (Figura 29).

Tabela 10 - Velocidade de infiltração e resistência à penetração Fazenda Progresso.

Tipo de Cobertura	f (cm/min)		$R_p$ (Mpa)	
	2022-2023	2023-2024	2022-2023	2023-2024
Pasto Degradado	0,74	-	1,88	-
Pasto Restaurado	0,93	0,41	1,90	2,70
Cerrado Nativo	0,97	-	1,86	-

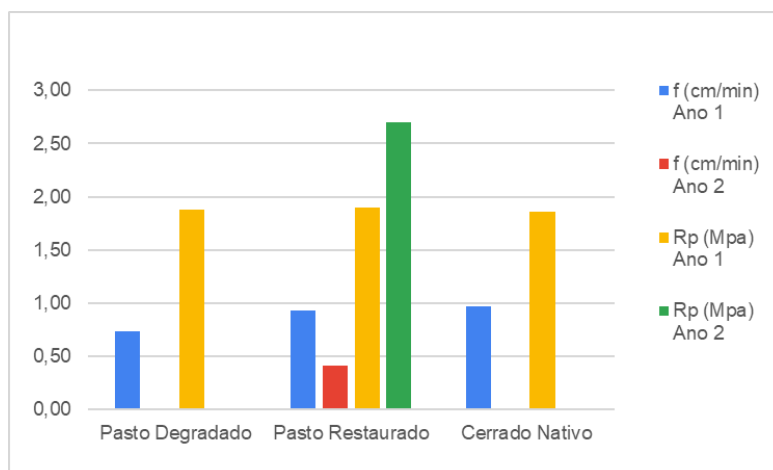


Figura 29 - Infiltração (f) e Resistência à penetração (Rp) por tipo de cobertura na Fazenda Progresso.

Em 2022, Camargo registrou que a restauração do pasto foi dificultada pela presença de carrapicho (*Cenchrus echinatus*), uma espécie invasora, que interferiu no desenvolvimento do capim nativo semeado. A cobertura de solo estava mais densa na área de Pasto Degradado quando comparada à área de Pasto Recuperado, contribuindo para o menor escoamento no Pasto Degradado (Tabela 11).

No segundo ano foi observada uma redução significativa na capacidade de infiltração na área de Pasto Restaurado, que passou de 0,93 cm/min no primeiro ano para 0,41 cm/min. A resistência à penetração (Rp) no Pasto Restaurado aumentou de 1,90 Mpa no primeiro ano para 2,70 Mpa no segundo. Os resultados podem ser atribuídos à compactação superficial do solo, fenômeno comum em solos em recuperação após intervenções de manejo. Esse comportamento é esperado em áreas que passaram por intervenções recentes e ainda estão no processo de adaptação e estabilização física, especialmente após períodos de maior precipitação.

As curvas de infiltração (Figura 30) mostram que, no segundo ano (0,41 cm/min), o Pasto Restaurado apresentou uma infiltração mais lenta nos primeiros minutos, em contraste com o primeiro ano (0,93 cm/min) quando a infiltração foi mais rápida no geral. Em ambos os casos a velocidade de infiltração varia pouco com o tempo, aumentando levemente próximo aos 40 minutos de Tac.

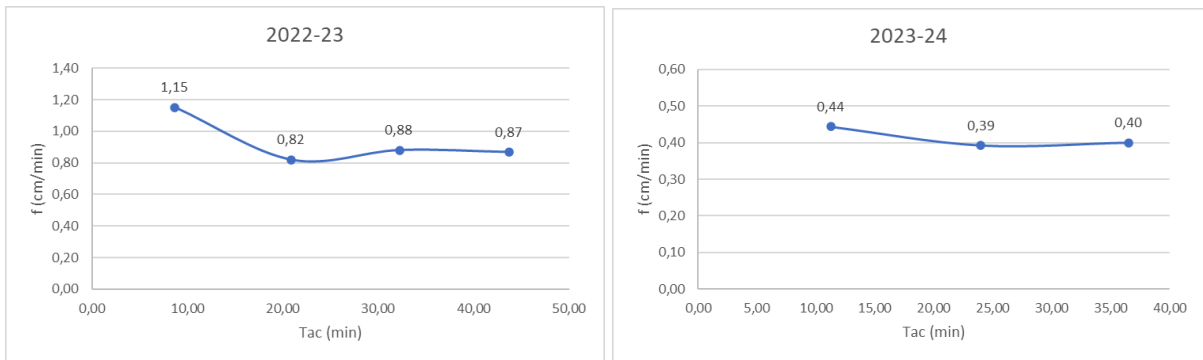


Figura 30 - Curvas de infiltração - Pasto Restaurado na Fazenda Progresso (nos anos hidrológicos 2022-2023 e 2023-2024).

### 5.3.2 Resultados por Tipo de Cobertura do Solo

No primeiro ano, o Pasto Restaurado apresentou o menor volume de escoamento, com um total de 21.220 mL, enquanto o Cerrado e o Pasto Degradado (Figura 31) registraram volumes maiores, de 41.620 mL e 29.230 mL, respectivamente (Tabela 13). As concentrações de sedimentos no primeiro ano foram de 0,74 g/L no Pasto Restaurado, 0,45 g/L no Cerrado e 0,29 g/L no Pasto Degradado.

Tabela 11 - Escoamento, quantidade de sedimento e concentração.

2022-2023								
	Q (mL)			S (g)			C (g/L)	
Tipo de Cobertura	Total	Média	D.P.	Total	Méd	D.P.	Méd	D.P.
Pasto Degradado	29.230	14.615	509,59	14,03	7,02	0,41	0,29	0,40
Pasto Restaurado	21.220	10.610	494,93	23,15	11,58	1,78	0,74	2,44
Cerrado Nativo	41.620	20.810	423,30	22,61	11,31	0,60	0,45	0,57
2023-2024								
	Q (mL)			S (g)			C (g/L)	
Tipo de	Total	Média	D.P.	Total	Méd	D.P.	Méd	D.P.



Cobertura								
Pasto Degradado	34.680	17.340	328,89	11,60	5,80	0,26	0,30	0,29
Pasto Restaurado	32.630	16.315	382,80	15,17	7,59	0,43	0,42	0,52
Cerrado Nativo	37.790	18.895	246,93	16,51	8,25	0,41	0,42	0,44

No segundo ano, observou-se um aumento significativo do escoamento nas áreas de Pasto Restaurado e Pasto Degradado. Em contraste, o escoamento superficial foi reduzido na área de Cerrado nativo. As concentrações de sedimentos nas áreas de Pasto Restaurado e Cerrado nativo foram menores em comparação ao ano anterior, com Pasto Restaurado e Cerrado nativo ambos alcançando 0,42 g/L e o Pasto Degradado subindo para 0,30 g/L.



Figura 31 - Pasto Degradado Fazenda Progresso (outubro/2023).

A área de Pasto Restaurado apresentou a maior variação de concentração de sedimentos, sugerindo que apesar dos desafios iniciais no desenvolvimento do capim nativo (CAMARGO, 2023) a diminuição da infiltração e aumento da resistência à penetração, os valores de concentração indicam uma melhora na retenção de sedimentos no Pasto Restaurado, possivelmente devido à estabilização progressiva do solo (Figura 32).



Figura 32 - Pasto Restaurado Fazenda Progresso (outubro/2023).

O Cerrado apresentou um escoamento elevado com a menor variação no volume de escoamento entre os anos hidrológicos com um total de 37.790 mL. A concentração de sedimentos reduziu para 0,42 g/L, sugerindo que apesar do maior escoamento no Cerrado a quantidade de sedimentos transportados foi relativamente reduzida, reforçando o papel da vegetação nativa na retenção de sedimentos (Figuras 33 e 34).



Figura 33 - Cerrado Nativo Fazenda Progresso (outubro/2023).

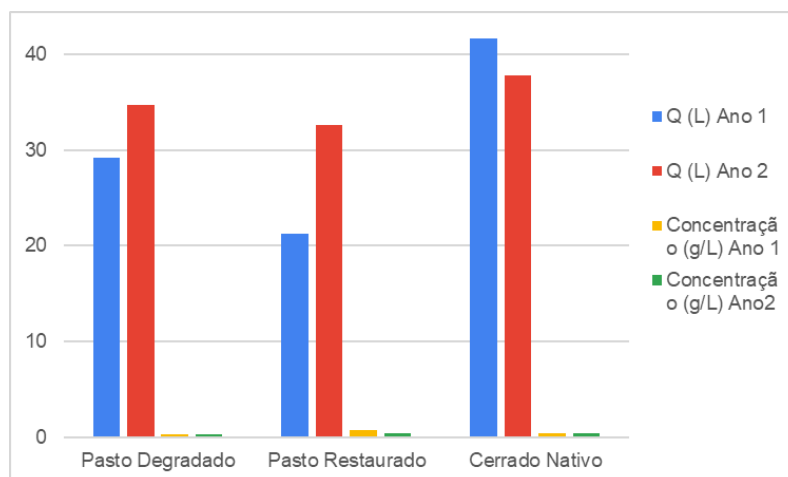


Figura 34 - Resultados de volume de escoamento (Q), concentração de sedimentos (C) por tipo de cobertura na Fazenda Progresso.

### 5.3.3 Teste de Tukey

A análise de variância (ANOVA) realizada na Fazenda Progresso indicou que não houve diferenças estatisticamente significativas nas concentrações médias de sedimentos entre as áreas de Pasto Degradado, Restaurado e Cerrado ( $p = 0,16$ ) (Tabela 14). A estatística F calculada foi de 1,85, indicando uma variância relativamente pequena entre os grupos em comparação com a variância dentro dos grupos. Esse valor, associado a um p-valor superior ao nível de significância de 0,05, não permite rejeitar a hipótese nula de que as médias das concentrações de sedimentos são iguais entre os diferentes tipos de cobertura do solo.

Tabela 12 - Análise Estatística por tipo de cobertura para a concentração de sedimentos,  $p < 0,05$ .

Tipo de Cobertura	Médias	Grupos
CN	<b>0,44</b>	<b>a</b>
PR	<b>0,33</b>	<b>a</b>
PD	<b>0,30</b>	<b>a</b>

A análise de variância (ANOVA) realizada na Fazenda Progresso indicou que não houve diferenças estatisticamente significativas nas concentrações médias de sedimentos entre as áreas de Pasto Degradado, Restaurado e Cerrado ( $p = 0,16$ ). A estatística F calculada foi de 1,85, indicando uma variância relativamente pequena entre os grupos em comparação com a variância dentro dos grupos. Esse valor, associado a um p-valor superior ao nível de significância de 0,05, não permite

rejeitar a hipótese nula de que as médias das concentrações de sedimentos são iguais entre os diferentes tipos de cobertura do solo.

Embora a ANOVA não tenha identificado diferenças significativas, o Teste de Tukey foi realizado para explorar mais detalhadamente as possíveis variações entre os grupos. As médias de concentração de sedimentos nas áreas de Pasto Degradado (0,30 g/L), Pasto Restaurado (0,33 g/L) e Cerrado nativo (0,44 g/L) foram agrupadas no mesmo grupo "a", indicando que não há diferenças significativas entre elas. As comparações múltiplas entre as áreas, como PD-CN (-0,1429,  $p = 0,1583$ ), PR-CN (-0,1072,  $p = 0,3512$ ), e PR-PD (0,0357,  $p = 0,8893$ ), reforçam esses resultados, mostrando que as diferenças observadas entre os pares de áreas não são estatisticamente significativas.

Esse resultado sugere que, ao contrário da Fazenda Funil, as diferenças nas concentrações de sedimentos entre os diferentes tipos de cobertura do solo na Fazenda Progresso não são pronunciadas, e que a variabilidade observada pode estar relacionada a fatores não diretamente associados à cobertura do solo.

### **5.3.2 Análise Temporal da Concentração de Sedimentos**

Na Fazenda Progresso, os dados mostram uma maior variação na concentração de sedimentos no Pasto Restaurado durante o monitoramento, com picos mais intensos do que os registrados nas outras áreas, em resposta às precipitações significativas. Este comportamento pode estar relacionado tanto a problemas no desenvolvimento do capim nativo, discutidos anteriormente, quanto ao aumento do volume de escoamento superficial observado de 2022 a 2024. O Pasto Restaurado ainda está em processo de estabilização, o que se reflete nos picos registrados na Figura 35.

Embora o Pasto Restaurado tenha enfrentado desafios em sua recuperação, como evidenciado pelo aumento dos picos de concentração de sedimento ao longo do período, apresentou o decréscimo mais significativo na concentração de sedimentos no segundo ano de monitoramento. Em contraste, o Pasto Degradado, apresentou flutuações menos pronunciadas, mantendo concentrações de sedimentos abaixo de 0,8 g/L durante a maior parte do período analisado.

No Cerrado nativo, onde o volume de escoamento diminuiu, os picos na concentração de sedimentos foram menores em comparação com os do Pasto Restaurado. Este comportamento pode ser atribuído à maior resiliência da

vegetação nativa e à menor compactação do solo, o que favorece a retenção de sedimentos e limita o transporte do sedimento pelo escoamento superficial (Figura 36).

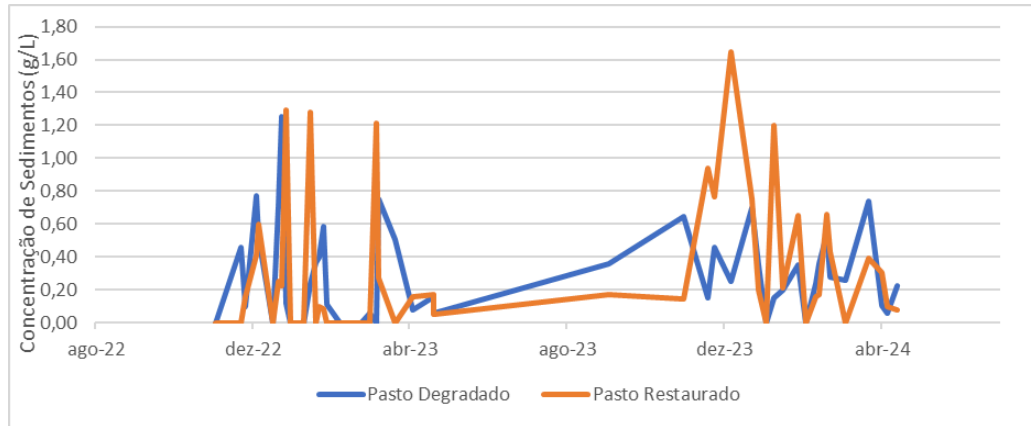


Figura 35 - Concentração de Sedimentos (g/L) na Fazenda Progresso. Comparação de Pasto Degradado com Pasto Restaurado (Agosto de 2022 a Julho de 2024).

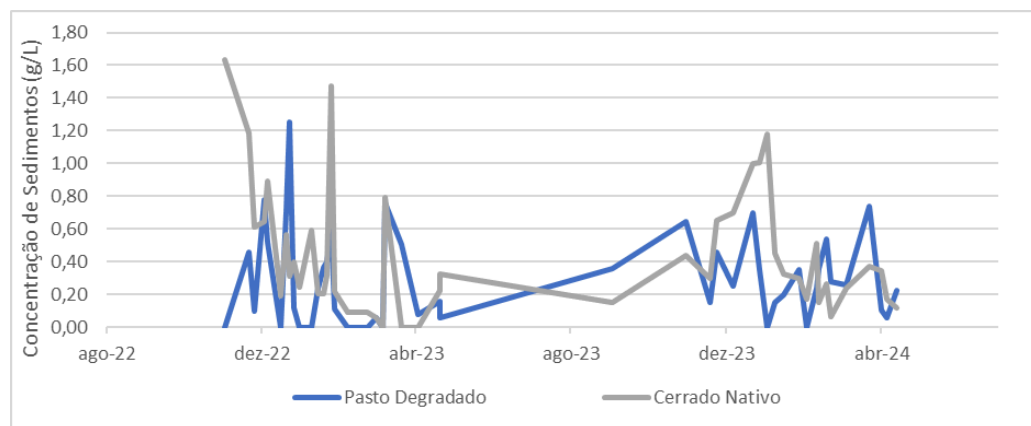


Figura 36 - Concentração de Sedimentos (g/L) na Fazenda Progresso. Comparação de Pasto Degradado com Cerrado nativo (Agosto de 2022 a Julho de 2024).

Inicialmente, as concentrações de sedimentos entre as três áreas eram semelhantes. No entanto, com o passar do tempo as diferenças aumentaram e o Pasto Restaurado demonstrou uma recuperação menos eficiente na estabilização do solo e controle de sedimentos em comparação com as outras Fazendas. Esta tendência reflete os desafios adicionais enfrentados na Fazenda Progresso, especialmente devido à interferência de espécies invasoras, que atrasam o processo de recuperação. O Cerrado, por outro lado, mostrou-se mais estável e eficaz na manutenção de baixos níveis de sedimentos ao longo do tempo, comprovando a eficácia de sua cobertura vegetal nativa na proteção do solo.

### 5.3.5 Correlação entre Parâmetros Mensurados

Nas Figuras 37, 38 e 39, da Fazenda Progresso, observa-se as correlações entre o escoamento superficial entre concentração de sedimentos e quantidade de sedimentos para cada tipo de cobertura do solo. As linhas de tendência, assim como os valores de  $R^2$ , ajudam a entender como o escoamento influencia o transporte de sedimentos em cada área.

#### 5.3.5.1 Pasto Degradado

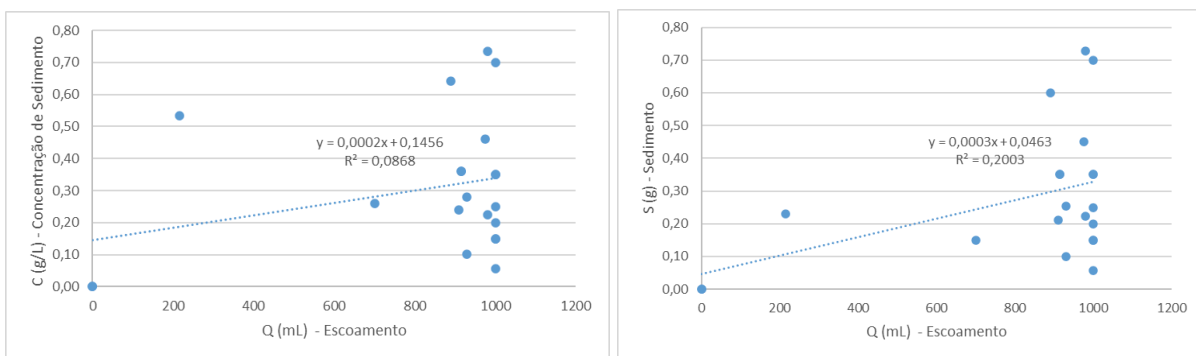


Figura 37 - Correlação Concentração de Sedimentos (C) e Escoamento Superficial (Q) à esquerda, e Quantidade de Sedimento (g) e Escoamento Superficial (Q) à direita.

No Pasto Degradado (Figura 37), os gráficos mostram uma linha de tendência positiva entre o volume de escoamento superficial em ambos os parâmetros de sedimentos. Contudo, os valores de  $R^2$  são baixos, indicando uma correlação fraca.

#### 5.3.5.2 Pasto Restaurado

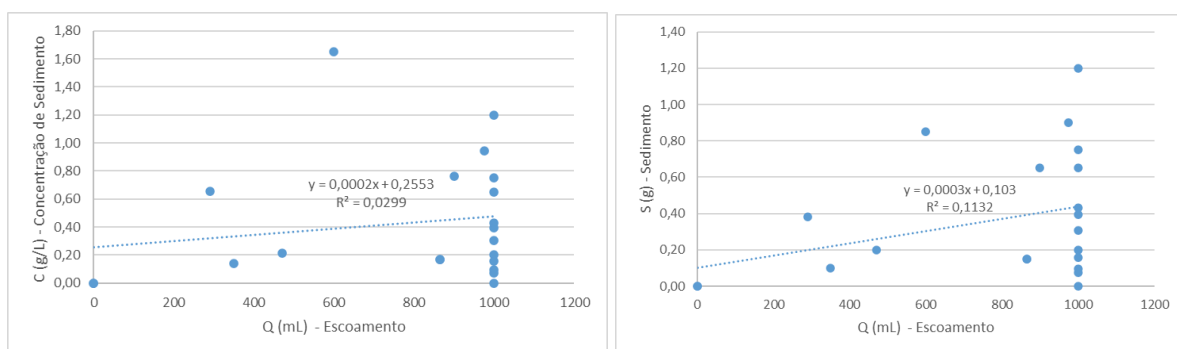


Figura 38 - Correlação Concentração de Sedimentos (C) e Escoamento Superficial (Q) à esquerda, e Quantidade de Sedimento (g) e Escoamento Superficial (Q) à direita.

No Pasto Restaurado (Figura 38), a linha de tendência entre o volume de escoamento e os parâmetros de sedimentos é positiva, porém os valores de  $R^2$

também são baixos, indicando fraca correlação entre escoamento superficial e concentração de sedimentos, bem como quantidade de sedimentos.

### 5.3.5.3 Cerrado

O Cerrado nativo apresenta as correlações mais fracas entre todas as áreas analisadas. Os valores de  $R^2$  são extremamente baixos (0,0139 para a quantidade de sedimentos e 0,0002 para a concentração de sedimentos), indicando praticamente nenhuma correlação entre o aumento de escoamento e o transporte de sedimentos (Figura 39).

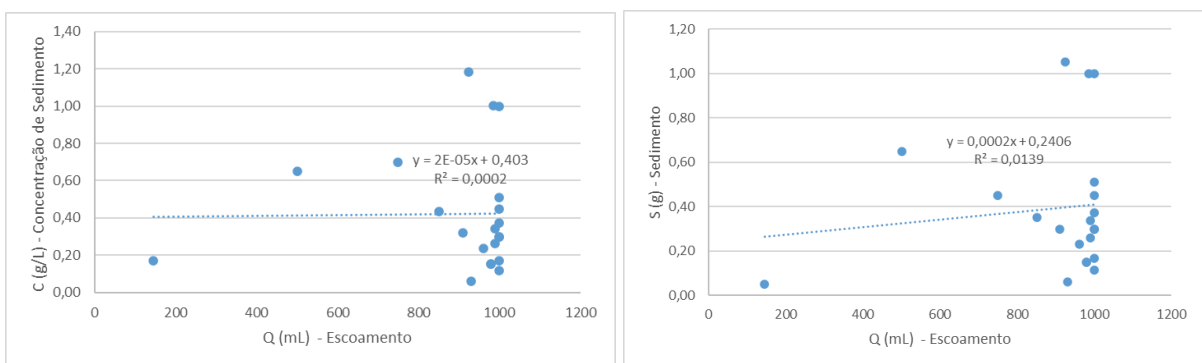


Figura 39 - Correlação Concentração de Sedimentos (C) e Escoamento Superficial (Q) à esquerda, e Quantidade de Sedimento (g) e Escoamento Superficial (Q) à direita.

Este comportamento é esperado em uma área com vegetação nativa e solo bem estruturado, onde a capacidade de retenção de sedimentos é alta e o transporte de sedimentos pelo escoamento superficial é minimizado, independente do volume escoado.

## 5.4 Fazenda Tarimba - Mambaí

### 5.4.1 Testes de Infiltração e Resistência à Penetração

No primeiro ano, Camargo (2022) descreve que a velocidade de infiltração na área de Pasto Restaurado foi de 0,79 cm/min, valor inferior ao registrado na área de Cerrado nativo (0,92 cm/min), mas significativamente superior à área de Pasto Degradado, onde não foi observada infiltração (0 cm/min). Na área de Cerrado nativo, a resistência à penetração foi de 1,24 Mpa, inferior à do Pasto Restaurado e Pasto Degradado (Tabela 13). Estes resultados se corroboram com os obtidos por Bono et al. (2012), que observou maior velocidade de infiltração em solos de

vegetação nativa em comparação com pastagem contínua e adubada (CAMARGO, 2023).

Tabela 13 - Velocidade de infiltração e resistência à penetração Fazenda Tarimba.

Tipo de Cobertura	f (cm/min)		Rp (Mpa)	
	2022-2023	2023-2024	2022-2023	2023-2024
Pasto Degradado	0	-	3,02	-
Pasto Restaurado	0,79	0,45	2,58	2,75
Cerrado Nativo	0,92	-	1,24	-

No segundo ano, os testes de infiltração e resistência à penetração concentraram-se no Pasto Restaurado, onde foi observada uma redução da velocidade de infiltração de 0,79 cm/min do primeiro ano para 0,45 cm/min, no segundo; e um aumento na resistência à penetração (Rp) de 2,58 Mpa para 2,75 Mpa (Figura 41).

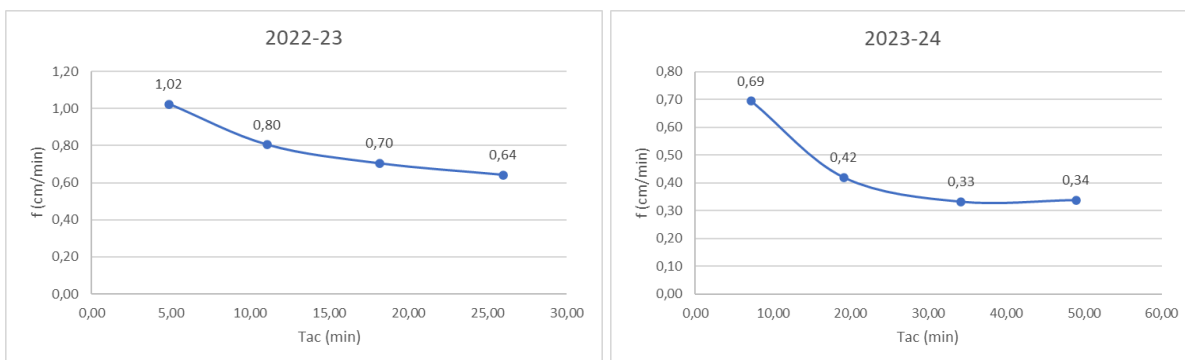


Figura 40 - Curvas de infiltração - Pasto Restaurado na Fazenda Tarimba (nos anos hidrológicos 2022-23 e 2023-24).

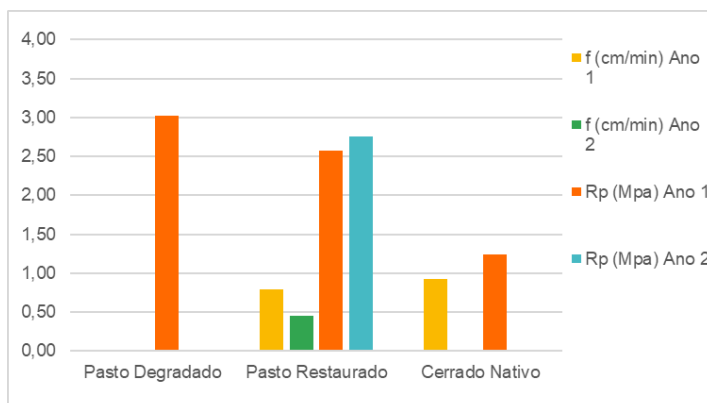


Figura 41 - Infiltração (f) e Resistência à penetração (Rp) por tipo de cobertura na Fazenda Tarimba.



As curvas de infiltração para o Pasto Restaurado (Figura 40) demonstram que no primeiro ano a infiltração do Pasto Restaurado foi mais alta, com Tac de quase 30 minutos. No segundo ano observou-se uma infiltração mais lenta, com Tac próximo aos 50 minutos, o que corrobora com a ideia de compactação superficial do solo no curto prazo como resultado da reestruturação decorrente das práticas de manejo adotadas.

Esses resultados reforçam a importância de manter as práticas de recuperação do solo, visto que, com o tempo, espera-se que o Pasto Restaurado apresente melhorias progressivas na infiltração e na resistência à penetração, aproximando-se dos padrões observados nas áreas de Cerrado nativo.

#### 5.4.2 Resultados por Tipo de Cobertura do Solo

A área de Pasto Degradado apresentou a menor variação no volume de escoamento entre os dois anos, mas registrou os picos mais altos de concentração de sedimentos nos períodos de chuvas intensas, conforme observado no gráfico da concentração de sedimentos ao longo do tempo (Figura 46). Embora as três áreas tenham variado muito levemente o volume de escoamento, este comportamento sugere que, na área de Pasto Degradado, mesmo com menor escoamento quando comparado à mesma área no ano anterior, o transporte de partículas de solo foi intensificado (aumento da concentração de sedimentos), possivelmente devido à maior compactação do solo e à menor capacidade de infiltração, o que se reflete nos picos de sedimentos observados em períodos de maior precipitação.

Tabela 14 - Escoamento, quantidade de sedimento e concentração.

2022-2023								
Tipo de Cobertura	Q (mL)			S (g)			C (g/L)	
	Total	Média	D.P.	Total	Média	D.P.	Média	D.P.
Pasto Degradado	41.245	20.622,5	302,37	125,26	62,63	3,74	2,86	4,02
Pasto Restaurado	45.470	22.735,0	295,80	97,14	48,57	3,19	1,99	3,19
Cerrado Nativo	31.855	15.927,5	450,04	52,25	26,13	2,48	1,50	2,89

2023-2024								
Tipo de Cobertura	Q (mL)			S (g)			C (g/L)	
	Total	Média	D.P.	Total	Média	D.P.	Média	D.P.
Pasto Degradado	38.010	19.005	284,17	171,49	85,74	5,44	4,06	5,70
Pasto Restaurado	41.640	20.820	134,37	98,39	49,20	6,94	2,26	6,94
Cerrado Nativo	28.880	14.440	431,39	12,64	6,32	0,40	0,36	0,57



Figura 42 - Pasto Degradado Fazenda Tarimba (outubro/2023). Caixa aberta e cheia (direita).

Na área de Pasto Restaurado, o escoamento superficial foi o maior entre as três áreas (nos dois anos) e, apesar de apresentar um leve aumento na concentração de sedimentos no segundo ano, foi a área com a menor variação na concentração de sedimentos, indicando uma melhoria contínua na retenção de sedimentos ao longo do tempo. Isso reflete o fato de que, embora o escoamento tenha diminuído levemente, o solo ainda está em fase de recuperação, mas já se observa uma maior estabilidade ao longo dos dois anos de monitoramento.



Figura 43 - Pasto Restaurado Fazenda Tarimba (outubro/2023) Caixa aberta e vazia (direita).

A área de Cerrado nativo, por sua vez, apresentou o menor volume de escoamento nos dois anos, além de uma maior variação no volume de escoamento ao longo do tempo, em relação às outras áreas. Contudo, esta área se destacou na Fazenda Tarimba por apresentar redução na concentração de sedimentos, enquanto as outras aumentaram (Figura 45).

O solo na área de Cerrado, com vegetação nativa, tem maior retenção de sedimentos e menor propensão à erosão. Observa-se na Figura 44, a vegetação caracterizada como Cerrado sentido restrito (RIBEIRO; WALTER, 1998) vegetação bem estabelecida, alto percentual de copa fechada, mudas regenerantes das espécies arbóreas estabelecidas, serrapilheira densa mantendo boa cobertura do solo.



Figura 44 - Cerrado Nativo Fazenda Tarimba (outubro/2023). Caixa aberta e vazia (direita).

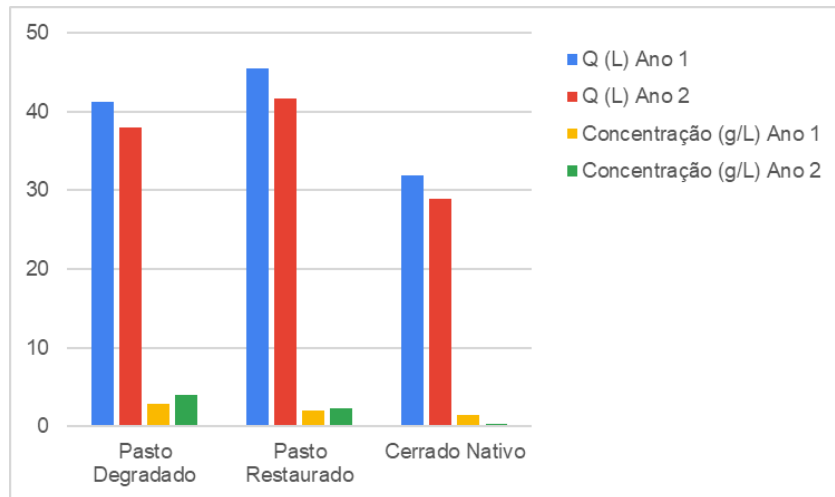


Figura 45 - Resultados de volume de escoamento (Q), concentração de sedimentos (C).

#### 5.4.3 Teste de Tukey

A análise de variância (ANOVA) realizada para a Fazenda Mambaí indicou diferenças estatisticamente significativas nas concentrações médias de sedimentos entre as áreas de Pasto Degradado, Restaurado e Cerrado ( $p < 0,05$ ). A estatística F calculada foi de 11,19, o que indica uma diferença considerável na concentração de sedimentos entre os tipos de cobertura do solo. O p-valor obtido foi de 3,18E-05, muito inferior ao nível de significância de 0,05, permitindo a rejeição da hipótese nula de igualdade das médias. Com isso, foi confirmado que o tipo de cobertura do solo tem influência de forma significativa a concentração de sedimentos nas áreas estudadas.

Após esta verificação, o Teste de Tukey foi aplicado para identificar as diferenças específicas que ocorrem entre as áreas. O Pasto Degradado apresentou a maior média de concentração de sedimentos, com 3,43 g/L, sendo significativamente superior às médias observadas no Pasto Restaurado (1,46 g/L) e no Cerrado nativo (0,95 g/L) (Tabela 17). Essa diferença está refletida nos grupos formados no teste de Tukey, onde o Pasto Degradado foi agrupado isoladamente no grupo "a", enquanto o Pasto Restaurado e o Cerrado nativo foram agrupados no grupo "b", o que indica que essas duas últimas áreas possuem concentrações de sedimentos estatisticamente semelhantes entre si, mas significativamente inferiores à área de Pasto Degradado.

Tabela 15 - Análise Estatística por tipo de cobertura para a concentração de sedimentos,  $p < 0,05$ .

Tipo de Cobertura	Médias	Grupos
PD	<b>3,43</b>	<b>a</b>
PR	<b>1,46</b>	<b>b</b>
CN	<b>0,95</b>	<b>b</b>

As comparações entre os pares de áreas reforçam esses resultados. A diferença entre o Pasto Degradado e o Cerrado nativo foi de 2,48 ( $p < 0,0001$ ), e entre o Pasto Restaurado e o Pasto Degradado foi de -1,98 ( $p < 0,0014$ ), evidenciando que o processo de restauração foi eficaz em reduzir a concentração de sedimentos em comparação ao Pasto Degradado.

Esses resultados são ainda mais evidentes quando analisamos a concentração de sedimentos ao longo do tempo, onde se observa uma maior estabilidade no Pasto Restaurado, refletindo-se nas médias menores em comparação ao Pasto Degradado, que apresenta picos mais acentuados de concentração de sedimentos, quando ocorre precipitação mais intensa. Isso corrobora com os resultados do Teste de Tukey, onde o Pasto Degradado foi isolado em um grupo distinto, demonstrando a persistência de problemas relacionados ao escoamento e transporte de sedimentos.

Por outro lado, a diferença entre o Pasto Restaurado e o Cerrado nativo não foi estatisticamente significativa ( $p = 0,635$ ), com uma diferença central de 0,504, o que sugere que, apesar da restauração ter melhorado a retenção de sedimentos, ainda há diferença com relação ao Cerrado.

Esses resultados destacam a importância das práticas de restauração nas áreas de pastagem, já que o Pasto Restaurado apresentou uma concentração de sedimentos intermediária entre o Cerrado e o Pasto Degradado, indicando que as técnicas de manejo adotadas estão evitando o transporte de sedimentos, assim se assemelhando aos valores observadas no Cerrado.

#### 5.4.4 Análise Temporal da Precipitação e Concentração de Sedimentos

Na Fazenda Tarimba, observa-se que o Pasto Degradado apresentou os maiores picos de concentração de sedimentos, especialmente em períodos de chuvas intensas. No primeiro ano de monitoramento (2022-2023), as três áreas

analisadas apresentaram concentrações mais próximas entre si, o que sugere uma condição inicial relativamente homogênea (Figura 46).

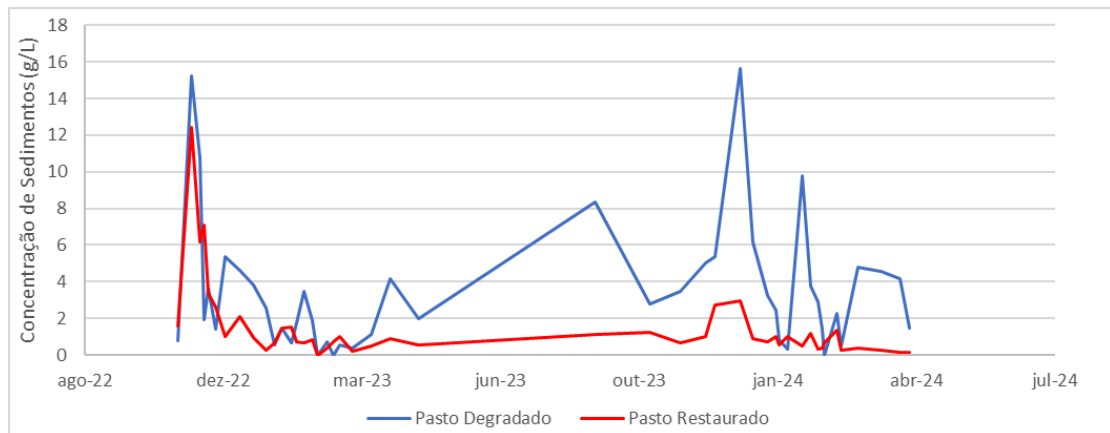


Figura 46 - Concentração de Sedimentos (g/L) na Fazenda Tarimba. Comparação de Pasto Degradado com Pasto Restaurado (Agosto de 2022 a Julho de 2024).

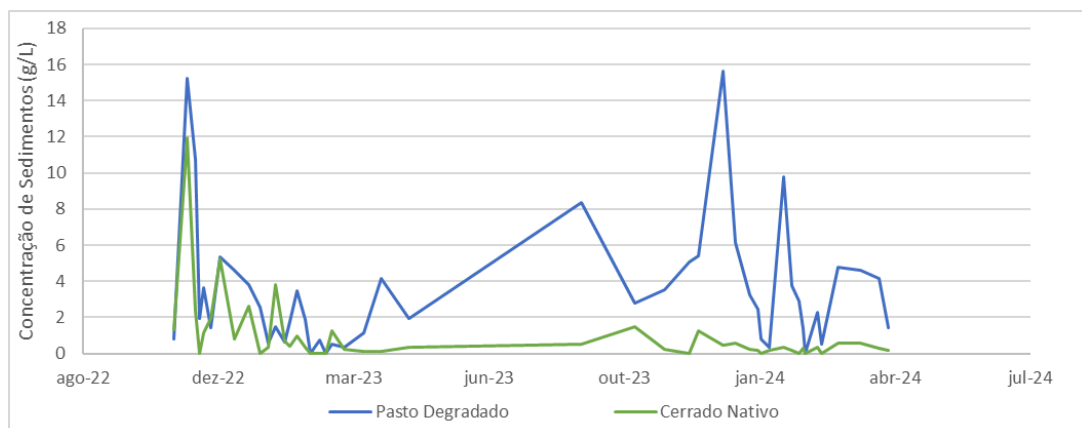


Figura 47 - Concentração de Sedimentos (g/L) na Fazenda Tarimba. Comparação de Pasto Degradado com Cerrado nativo (Agosto de 2022 a Julho de 2024).

À medida que os eventos de precipitação se intensificaram no segundo ano hidrológico (2023-2024), houve uma clara separação entre as áreas. O Pasto Degradado continua a apresentar picos de concentração de sedimentos, evidenciando a persistência da vulnerabilidade da área à erosão, com pouca proteção contra o escoamento superficial (Figura 47). Este comportamento reflete o estado de solo exposto, com baixa capacidade de infiltração e alta suscetibilidade ao transporte de partículas durante eventos de precipitação intensa.

Por outro lado, o Pasto Restaurado apresentou concentrações de sedimentos menores e mais estáveis ao longo do tempo, com picos mais baixos em comparação ao Pasto Degradado especialmente no segundo ano hidrológico. Embora tenha sido

observado um decréscimo no volume de escoamento em 2023-2024, a concentração de sedimentos aumentou. Porém, o comportamento do Pasto Restaurado (Figura 46) sugere que as práticas de manejo adotadas estão sendo efetivas na recuperação da área, com o potencial de retenção de sedimentos aumentando conforme a densidade da cobertura do solo.

O Cerrado nativo apresentou comportamento diferente, com concentrações de sedimentos maiores que o Pasto Restaurado no primeiro ano. Porém, no segundo ano hidrológico a concentração de sedimentos diminuiu de forma mais consistente, provavelmente em razão da resiliência da vegetação nativa, que oferece uma barreira natural à erosão, promovendo a retenção de sedimentos e uma maior proteção contra o impacto das chuvas.

A análise temporal reforça o padrão observado em outras fazendas da região: o Pasto Degradado permanece suscetível à erosão ao longo do tempo, enquanto o Pasto Restaurado apresenta sinais de recuperação, com uma diminuição acentuada nos picos de sedimentos ao longo do tempo. A vegetação nativa do Cerrado continua a mostrar sua eficácia na proteção do solo, refletida nas menores concentrações de sedimentos observadas no segundo ano hidrológico.

#### 5.4.5 Correlação entre Parâmetros Mensurados

##### 5.4.5.1 Pasto Degradado

A Figura 48, área de Pasto Degradado, na Fazenda Tarimba, mostra uma linha de tendência positiva entre o escoamento superficial e concentração de sedimentos e quantidade de sedimentos. No entanto, os valores de  $R^2$  são fracos, indicando uma correlação fraca na tendência de aumento da quantidade de sedimentos com o aumento do volume de escoamento.

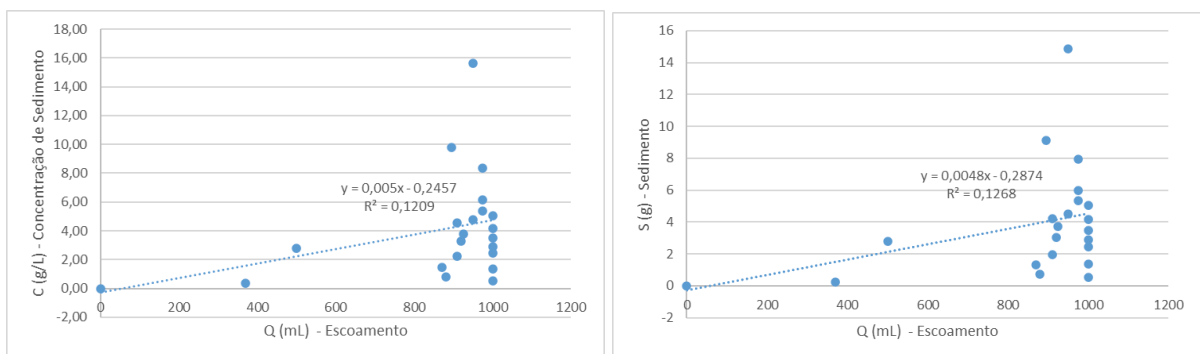


Figura 48 - Correlação entre Concentração entre Escoamento (Q) e Concentração de Sedimentos (C) (esquerda); e Correlação entre Escoamento (Q) e Quantidade de Sedimentos (S) (direita).

#### 5.4.5.2 Pasto Restaurado

Na cobertura de Pasto Restaurado, as linhas de tendência também são positivas, sugerindo que, conforme o escoamento aumenta, há um ligeiro aumento na quantidade e na concentração de sedimentos transportados. Entretanto, os valores de  $R^2$  também não são significativos nesta área (Figura 49).

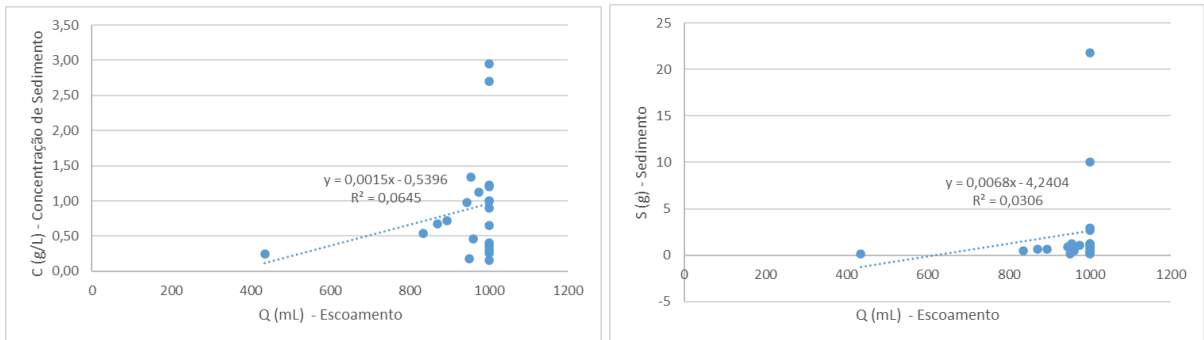


Figura 49 - Correlação entre Concentração entre Escoamento (Q) e Concentração de Sedimentos (C) (esquerda); e Correlação entre Escoamento (Q) e Quantidade de Sedimentos (S) (direita).

#### 5.4.5.3 Cerrado

O Cerrado nativo apresentou uma correlação um pouco mais clara entre o volume de escoamento (Q) e a quantidade de sedimentos (S), com um valor de  $R^2$  0,3806, sugerindo que o escoamento superficial tem um impacto mais direto no transporte de sedimentos nesta área. Apesar disso, esta correlação ainda é moderada (Figura 50).

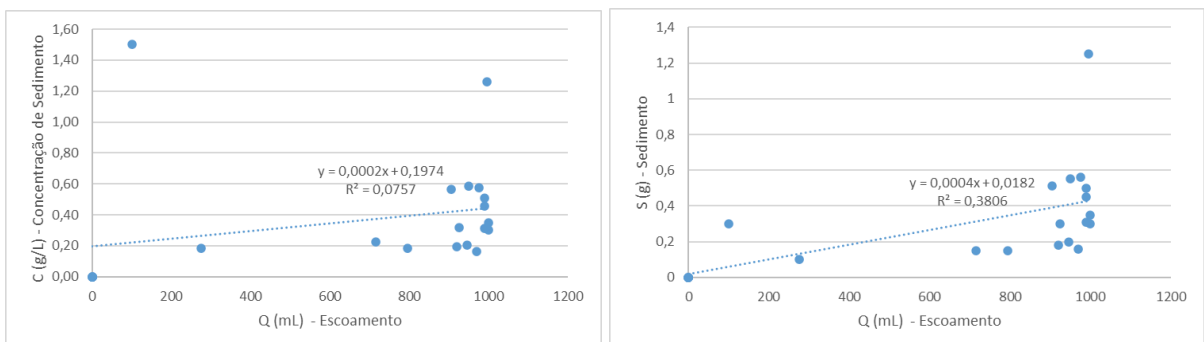


Figura 50 - Correlação entre Concentração entre Escoamento (Q) e Concentração de Sedimentos (C) (esquerda); e Correlação entre Escoamento (Q) e Quantidade de Sedimentos (S) (direita).



## 5.5 Correlações entre Concentração de Sedimentos e outros Parâmetros Mensurados

### 5.5.1 Composição Granulométrica

As Figuras 52, 53 e 54, Porcentagem de Areia, Porcentagem de Argila e Porcentagem de Silte, respectivamente mostram a correlação entre a porcentagem média calculada e as médias das concentrações de sedimentos registradas em cada Fazenda (calculadas no teste de Tukey), de forma que cada ponto nos gráficos corresponde a uma Fazenda. Esta análise permite compreender como a composição granulométrica dos solos influencia diretamente o transporte de sedimentos.

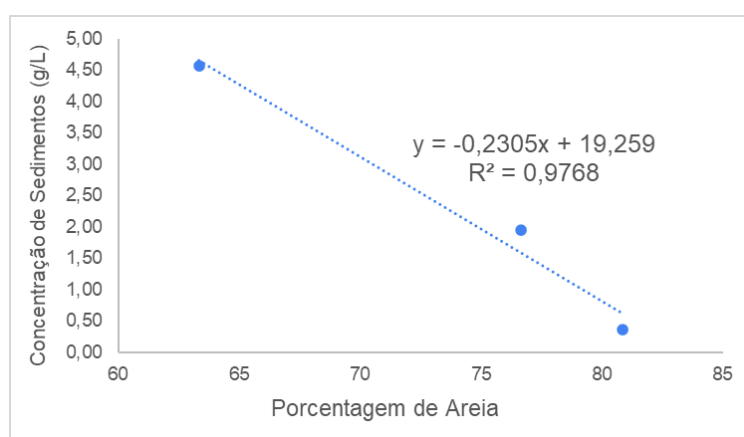


Figura 52 - Correlação entre Porcentagem de Areia com as Médias de Concentração de Sedimentos de cada Fazenda.

Na Figura 52, observa-se uma correlação negativa entre a porcentagem de areia e a concentração de sedimentos, com um  $R^2$  de 0,97, à medida que a proporção de areia aumenta, a concentração de sedimentos diminui. A areia, sendo mais densa, fica retida ao longo da encosta antes de serem capturadas pelas Caixas de Gerlach, não é transportada em suspensão no escoamento superficial até as caixas coletoras da mesma maneira que o silte ou a argila, que são partículas menores. Portanto, solos com alta porcentagem de areia podem apresentar concentrações de sedimentos significativamente menores. Este comportamento é evidente na Fazenda Progresso, que possui a maior proporção de areia (80,83%) e registrou a menor média de concentração de sedimentos (0,35g/L), sugerindo que a textura mais arenosa é responsável pela menor quantidade de sedimento coletado.

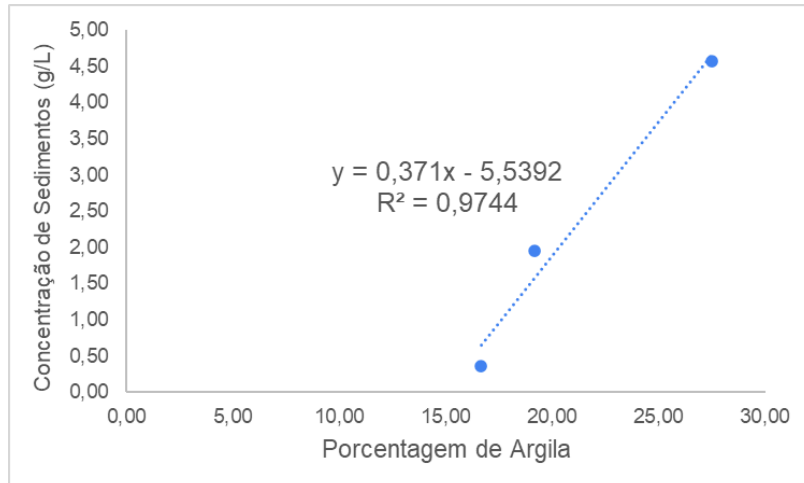


Figura 53 - Correlação entre Porcentagem de Argila com as Médias de Concentração de Sedimentos de cada Fazenda.

Na Figura 53, a correlação entre a porcentagem de argila e a concentração de sedimentos é positiva, com um  $R^2$  de 0,97. Como as partículas de argila são mais leves e finas, elas são facilmente transportadas pelo escoamento superficial e chegam às garrafas coletoras com mais facilidade que a areia. Este comportamento é observado especialmente na Fazenda Funil, que possui a maior proporção de argila no solo (27,5%) e registrou a maior concentração média de sedimentos (4,5 g/L).

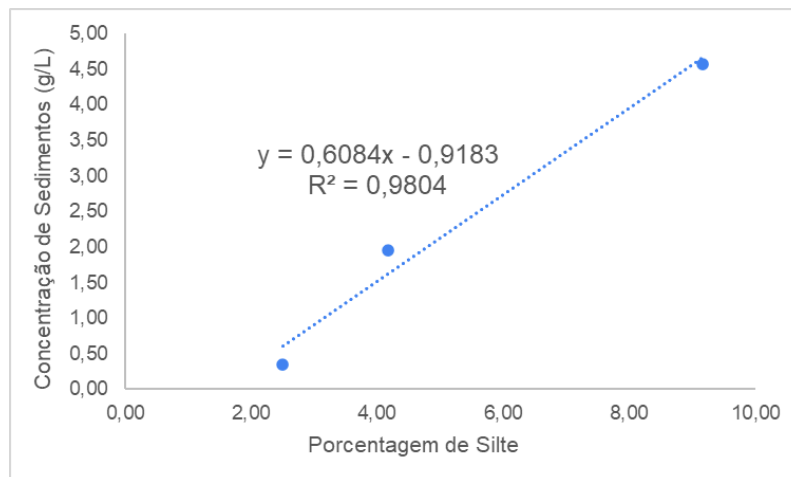


Figura 54 - Correlação entre Porcentagem de Silte com as Médias de Concentração de Sedimentos de cada Fazenda.

Na Figura 54 observa-se uma correlação positiva entre a porcentagem de silte e a concentração de sedimentos, com um  $R^2$  de 0,98. Assim como a argila, o silte é composto por partículas pequenas e leves que são transportadas com facilidade pelo escoamento superficial, chegando até as garrafas coletoras das Caixas de Gerlach. Na Fazenda Funil, que possui a maior proporção média de silte no solo

(9,17%), também registrou a maior média de concentração de sedimentos (4,58 g/L). Este comportamento sugere que a fração de silte desempenha um papel significativo no transporte de sedimentos em suspensão, reforçando a ideia de que solos com maior quantidade de partículas finas tendem a apresentar concentrações de sedimentos mais elevadas, devido à maior facilidade de transporte dessas partículas pelo escoamento superficial.

### 5.5.1 Composição Granulométrica

Na Figura 55, observa-se uma correlação negativa muito forte ( $R^2 = 0,99$ ) entre a velocidade de infiltração ( $f$ ) e a concentração de sedimentos. À medida que a velocidade de infiltração aumenta, a concentração de sedimentos diminui significativamente.

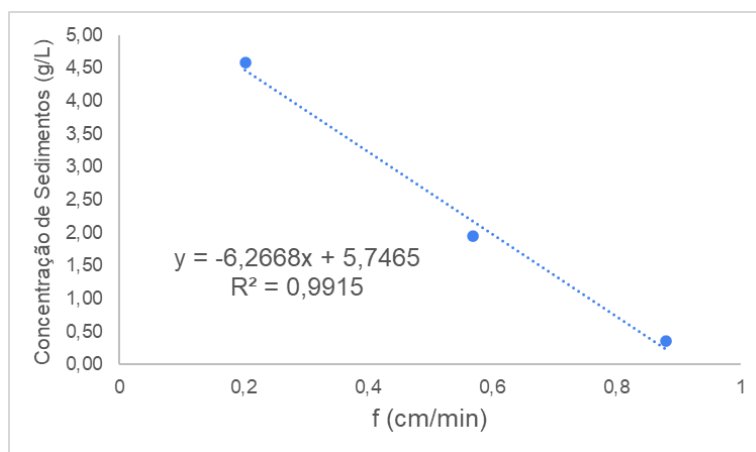


Figura 55 - Correlação entre a Velocidade de Infiltração e Concentração de Sedimentos de cada Fazenda.

A Fazenda Progresso, que apresentou a maior velocidade de infiltração aumenta, a concentração de sedimentos diminui significativamente. A Fazenda Progresso, que apresentou a maior velocidade de infiltração (0,88 cm/min), também registrou a menor concentração de sedimentos (0,35 g/L), refletindo a capacidade de absorção de água pelo solo e a conseqüente redução no transporte de sedimentos.

Em contraste, a Fazenda Funil, com a menor velocidade de infiltração (0,20 cm/min), teve a maior concentração de sedimentos (4,58 g/L), evidenciando que a baixa infiltração aumenta o escoamento superficial e o transporte de partículas. Este comportamento reforça a importância da infiltração como um fator de mitigação da erosão do solo.

Na Figura 56, uma forte correlação positiva ( $R^2 = 0,99$ ) foi observada entre a resistência à penetração ( $R_p$ ) e a concentração de sedimentos. Solos mais compactados, com maior resistência à penetração, tendem a apresentar menor infiltração e, portanto, maior escoamento superficial, favorecendo o transporte de sedimentos.

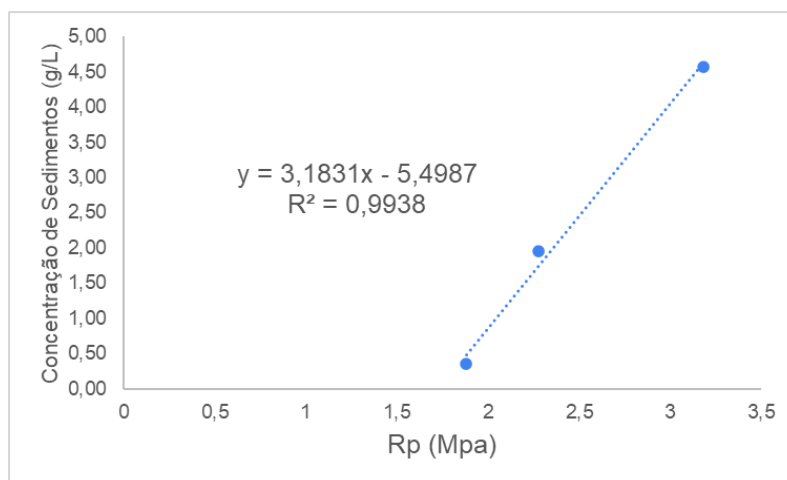


Figura 56 - Correlação entre a Resistência à Penetração e Concentração de Sedimentos de cada Fazenda.

A Fazenda Funil, que possui a maior resistência à penetração (3,18 Mpa), apresentou também a maior concentração de sedimentos (4,58 g/L), confirmando o impacto da compactação do solo no aumento da erosão. Já a Fazenda Progresso, com a menor resistência à penetração (1,88 Mpa), registrou a menor concentração de sedimentos, demonstrando que solos menos compactados permitem maior infiltração de água e reduzem a quantidade de sedimentos transportados.

## 6. CONCLUSÕES

O estudo de monitoramento hidrossedimentológico com Caixas de Gerlach foi realizado entre 2022 e 2024, abrangendo dois anos hidrológicos: 2022-23 e 2023-24. As áreas de estudo incluíram as Fazendas Funil, localizada em Buritinópolis, a Fazenda Tarimba em Mambaí, e a Fazenda Progresso em Damianópolis, todas situadas dentro da Área de Proteção Ambiental das Nascentes do Rio Vermelho. As Caixas de Gerlach foram instaladas para monitorar a erosão, instaladas em pares sob três diferentes tipos de cobertura de solo: Pasto Degradado, Pasto Restaurado e Cerrado nativo.

O estudo feito com a Caixa de Gerlach tem limitações quanto à perda de solo, podemos apenas analisar a concentração de sedimento como um indicativo da perda de solo da área. Não temos o volume total de escoamento superficial que gera a erosão medida pelo estudo, por isso não podemos calcular a perda de solo.

Temos limitações também com relação às garrafas de água onde captamos as amostras. Além do tamanho limitado destas garrafas (que podem facilmente ser substituídas por galões maiores), o sedimento depositado na caixa pode "tampar" a entrada de água e assim subestimar escoamento de áreas com maior percentagem de areia (que bloqueia a caixa mais facilmente).

Durante o primeiro ano hidrológico, a precipitação registrada nas áreas de estudo foi de 1095,5 mm, aumentando ligeiramente para 1131,5 mm no segundo ano hidrológico. A erosividade das chuvas variou de 7127,5 a 7356,6 MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>, considerada a erosividade média observada em outros estudos para o bioma Cerrado.

Os parâmetros avaliados neste estudo foram infiltração de água no solo (cm/min), resistência à penetração do solo (Mpa), escoamento superficial (mm), quantidade de sedimentos (g) e concentração de sedimentos (g/L), medidos para cada tipo de cobertura do solo em cada uma das propriedades, totalizando nove áreas monitoradas.

Em particular, na cobertura de Pasto Restaurado, observou-se um aumento na taxa de infiltração da água no solo apenas na Fazenda Funil, de 0,36 cm/min para 0,54 cm/min. Nas demais Fazendas, registrou-se uma diminuição da infiltração, o que pode ser atribuído ao processo de estabilização ao longo do tempo nestas áreas, decorrente das práticas de manejo aplicadas à restauração destas áreas em um curto período de tempo.

Na Fazenda Funil, a área de estudo apresentou os piores resultados em relação aos parâmetros monitorados, evidenciando a maior vulnerabilidade à erosão e transporte de sedimentos. A resistência à penetração, no primeiro ano de monitoramento, foi a mais alta entre as fazendas, com uma média de 3,18 Mpa, a velocidade de infiltração foi a mais baixa (0,20 cm/min) indicando uma compactação significativa do solo e uma baixa capacidade de absorção de água. A baixa infiltração resultou em maior escoamento superficial, o que, conseqüentemente, levou a elevadas concentrações de sedimentos, com uma média de 4,58 g/L, a maior entre todas as fazendas. Estes fatores combinados indicam que a Fazenda

Funil é a mais suscetível à erosão, em parte também devido à maior proporção de argila no solo, que facilita o transporte de sedimentos.

As concentrações de sedimentos diminuíram significativamente nas áreas de Pasto Restaurado e Cerrado nativo na Fazenda Funil, com a maior variação ocorrendo no Pasto Restaurado (de 3,42 para 0,79 g/L). O teste de Tukey agrupou as médias de concentração de sedimentos destas duas áreas, indicando que não houve uma diferença estatisticamente significativa entre elas. Isto demonstra que as práticas de manejo adotadas no Pasto Restaurado foram capazes em reduzir as concentrações de sedimentos, aproximando os valores aos do Cerrado nativo.

Na Fazenda Tarimba, os parâmetros monitorados apresentaram um comportamento intermediário em relação às outras áreas de estudo. A resistência média à penetração do solo foi de 2,28 Mpa, e a taxa de infiltração de água no solo teve uma média de 0,57 cm/min no primeiro ano de monitoramento, valores ligeiramente superiores aos da Fazenda Funil, indicando uma compactação moderada do solo. Estes fatores contribuíram para um escoamento superficial significativo, resultando em uma média de concentração de sedimentos de 1,95 g/L.

Entre as áreas monitoradas, o Cerrado nativo foi a única a apresentar uma diminuição das concentrações de sedimentos de um ano para o outro, passando de 1,5 para 0,36 g/L. Por outro lado, a área de Pasto Restaurado, onde foram aplicadas práticas de manejo para recuperação da área, apresentou um aumento na resistência à penetração do solo de 2,58 para 2,75 Mpa, e uma diminuição na taxa de infiltração de 0,79 para 0,45 cm/min no segundo ano hidrológico. Apesar das práticas de manejo, a compactação crescente do solo e a redução na infiltração resultaram em um aumento na concentração de sedimentos, de 1,99 para 2,26 g/L, o que indica que o solo restaurado ainda não estabilizou completamente e permanece suscetível à erosão.

O teste de Tukey indicou variações estatisticamente significativas entre as áreas de Pasto Degradado, Pasto Restaurado e Cerrado nativo. No entanto, o Pasto Restaurado e o Cerrado nativo foram agrupados no mesmo conjunto, sugerindo que não há diferença significativa entre as médias de concentração de sedimentos calculadas no teste de Tukey. A composição granulométrica do solo, caracterizada por uma alta porcentagem de areia (76,67%), limita o transporte de sedimentos, o que explica as concentrações relativamente mais altas em comparação com a Fazenda Progresso.

Na Fazenda Progresso, os parâmetros monitorados indicam que a área apresenta uma menor suscetibilidade à erosão em comparação com as demais fazendas estudadas. No primeiro ano, a resistência média à penetração do solo foi de 1,88 Mpa. Na área de Pasto Restaurado, a resistência à penetração aumentou de 1,90 Mpa para 2,70 Mpa no segundo ano e a taxa de infiltração diminuiu de 0,93 para 0,41 cm/min, indicando uma compactação do solo nesta área após o manejo de restauração e a consequente redução da capacidade do solo de infiltração da água. O escoamento superficial aumentou levemente de 30,69 L no primeiro ano para 35,03 L no segundo ano, mas a concentração de sedimentos permaneceu baixa.

Apesar das mudanças na compactação, infiltração, e escoamento superficial, a concentração de sedimentos na Fazenda Progresso foi a menor entre as três fazendas estudadas, com uma média geral de 0,35 g/L. O teste de Tukey indicou que não houve diferenças estatisticamente significativas entre as três áreas da fazenda (Pasto Degradado, Pasto Restaurado e Cerrado nativo), já que as médias de concentração de sedimentos foram todas agrupadas no mesmo conjunto, com valores próximos (0,44, 0,33 e 0,30 g/L). Isto demonstra que, mesmo com variação na compactação e infiltração no Pasto Restaurado, a Fazenda Progresso apresenta um comportamento uniforme em relação ao transporte de sedimentos, mantendo concentrações baixas independente da cobertura de solo. A alta proporção de areia no solo (80,83%) limita o transporte de sedimentos, o que ajuda a explicar as baixas concentrações de sedimentos coletados.

A restauração de pastagens nas áreas estudadas, mesmo nos casos em que apresenta desafios significativos, demonstra resultados ambientais promissores. A pesquisa evidencia a relação direta entre o manejo adequado do solo e a mitigação dos processos erosivos. A Fazenda Progresso, com sua alta proporção de areia e baixa suscetibilidade à erosão, serviu como exemplo de como a composição granulométrica pode influenciar positivamente a conservação do solo e o transporte de sedimentos. A Fazenda Funil, ao contrário, destacou-se por sua maior vulnerabilidade à erosão, com altas concentrações de sedimentos e baixa taxa de infiltração, sugerindo que áreas com maior proporção de argila e silte requerem práticas de manejo mais intensivas.

O processo de restauração das áreas de pastagem degradada, em especial na Fazenda Tarimba e na Fazenda Funil, demonstrou que melhorias na gestão do

solo podem reduzir os picos de concentração de sedimentos, mesmo em situações onde os outros parâmetros parecem piorar em um primeiro momento.

A estabilização das áreas restauradas contribui não só para a infiltração da água no solo, mas também para a recarga do lençol freático e a manutenção dos recursos hídricos locais. Em termos de serviços ambientais, a capacidade de infiltração de água promove a retenção de água no local, reduzindo o volume de água que seria perdido por escoamento superficial para os rios.

A redução da perda de solo em áreas onde práticas de restauração foram aplicadas significa a preservação de camadas produtivas do solo, evitando a degradação da capacidade agrícola da área. Quando se perdem camadas superiores do solo, perde-se, também, sua fertilidade e conseqüentemente, a capacidade de produção agrícola ou pecuária, o que representa um desafio para a sustentabilidade das áreas rurais.

Comparar o Cerrado com as áreas de pasto degradado ilustra como intervenções como a recuperação de pastagens são capazes de gerar efeitos benéficos tanto na conservação do solo quanto na preservação dos recursos hídricos. Fica clara a importância da adoção de práticas de manejo sustentável como um caminho para a recuperação ambiental e o aumento da resiliência destas áreas frente aos processos erosivos e às mudanças climáticas.

## 7. REFERÊNCIAS

ALVES, G. B. M. et al. Análise ambiental do desmatamento em área de assentamento rural no Cerrado (Mato Grosso, Brasil). **Terr Plural**, v. 14, p. 1–13, 2020.

ANACHE, J. A. A. et al. **Runoff and soil erosion plot-scale studies under natural rainfall: A meta-analysis of the Brazilian experience**. *Catena* Elsevier B.V., 1 maio 2017.

ANDREOLI, C. V et al. **FORMAÇÃO E CARACTERÍSTICAS DOS SOLOS PARA O ENTEDIMENTO DE SUA IMPORTÂNCIA AGRÍCOLA E AMBIENTAL**. [s.l: s.n.].

BAZZOFFI, P. Soil erosion tolerance and water runoff control: Minimum environmental standards. **Regional Environmental Change**, v. 9, n. 3, p. 169–179, set. 2009.

BEUCHLE, R. et al. Land cover changes in the Brazilian Cerrado and Caatinga biomes from 1990 to 2010 based on a systematic remote sensing sampling approach. **Applied Geography**, v. 58, p. 116–127, 1 mar. 2015.



BERTONI, J. & LOMBARDI NETO, F. (1990) **Conservação do solo**. 3ª ed. Icone, São Paulo, p. 355.

BERTONI, JOSÉ.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 6a ed ed. São Paulo: Ícone Editora, 2008.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 7. ed. São Paulo: Editora Ícone. 2010.

BONO, J. A. M. et al. **Cobertura vegetal e perdas de solo por erosão em diversos sistemas de melhoramento de pastagens nativasPasturas tropicales**. [s.l: s.n.].

BONO, J. A. M. et al. **Infiltração de água no solo em um Latossolo Vermelho da região sudoeste dos Cerrados com diferentes sistemas de uso e manejo**. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 36, p. 1845-1853, 2012.

BORLAUG, N. E. Feeding a world of 10 billion people: The miracle ahead. **In Vitro Cellular and Developmental Biology - Plant**, v. 38, n. 2, p. 221–228, 2002.

CALDAS, V. I. S. P.; SILVA, A. S. DA; SANTOS, J. P. C. DOS. **Suscetibilidade a Erosão dos Solos da Bacia Hidrográfica Lagos-São João, no Estado do Rio de Janeiro-Brasil, a partir do Método AHP e Análise Multicritério**Revista Brasileira de Geografia Física v. [s.l: s.n.].

CALDEIRA, D. et al. Late Quaternary episodes of clastic sediment deposition in the Tarimba Cave, Central Brazil. **Quaternary International**, v. 580, p. 22–37, 10 abr. 2021.

CAMARGO, I. F. L. G. **PERDAS DE ÁGUA E SOLO SOB CERRADO NATURAL , PASTAGEM DEGRADADA E PASTAGEM RESTAURADA NA APA DAS NASCENTES DO RIO VERMELHO (GO)**. Brasília: [s.n.].

CARVALHO, R. et al. **EROSÃO HÍDRICA EM LATOSSOLO VERMELHO SOB DIVERSOS SISTEMAS DE MANEJO DO CAFEIEIRO NO SUL DE MINAS GERAIS**. [s.l: s.n.].

CHAVES, H. M. L. et al. **Quantificação dos Benefícios Ambientais e Compensações Financeiras do “Programa do Produtor de Água” (ANA): I. Teoria**. [s.l: s.n.].

CHAVES, H.M.L., CAMELO, A.P., MENDES, R., 2012. **Groundwater discharge as affected by lan use change in small catchments: a hydrologic and economic case study in Central Brazil**. In: Treidel, H., Martin-Borders, J.L., Gurdak, J.J. (Eds.), *Climate Changes Effects on Groundwater Resources: a Global Synthesis of Findings and Recommendations*. CRC Press, Florida, pp. 49–52.

Chaves, H.M.L. (2010) **Incertezas na predição da erosão com a usle: impactos e mitigação**. Revista Brasileira de Ciência do Solo, 34(6), 2021–2029. Available from: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832010000600026>

CHEREM, L. F. S. VARAJÃO, C. A. C. **O Papel da Lito-estrutura do Carste na Morfodinâmica Cenozóica da Serra Geral de Goiás (GO/TO/BA): aproximações iniciais.** Revista Geonorte, v. 5, n. 19, p. 180-184, 2014.

CORRÊA. **ESTIMATIVA DA ERODIBILIDADE E TOLERÂNCIA DE PERDAS DE SOLO NA REGIÃO DO CENTRO LESTE PAULISTA.** [s.l.: s.n.].

Cogo, N.P., 1978. **A contribution to the methodology for studying erosion losses in natural rainfall conditions: general suggestions, volume measurement, sampling and quantification of soil and runoff water: 1st approach.** In: Nacional, E. (Ed.), Embrapa. de Pesquisa sobre Conservação do Solo. Embrapa, Passo Fundo, pp. 75–97.

DE VENETE, J.; POESEN, J. Predicting soil erosion and sediment yield at the basin scale: Scale issues and semi-quantitative models. **Earth-Science Reviews**, v. 71, n. 1–2, p. 95–125, 2005.

DEMARCHI, J. ; PIROLI E. ; ZIMBACK C. Estimativa de Perda de Solos por Erosão na Bacia Hidrográfica do Ribeirão das Perobas (SP) nos anos 1962 e 2011. 2019.

DI STEFANO, C.; FERRO, V. Establishing soil loss tolerance: An overview. **Journal of Agricultural Engineering**, v. 47, n. 3, p. 127–133, 2016.

DÍAZ, R. A.; QUERNER, E. P. **Regional Hydrological Impacts of Climatic Change-Impact Assessment and Decision Making (Proceedings of symposium S6 held during the Seventh IAHS Scientific Assembly at Foz do Iguaçu, Brazil.** [s.l.] IAHS Publ, 2005.

DUAN, X. et al. A new method to calculate soil loss tolerance for sustainable soil productivity in farmland. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 37, n. 1, 1 fev. 2017.

DUARTE, J. F. B. et al. **Atributos físico-hídricos de um Neossolo Quartzarênico sob diferentes usos.** Revista Brasileira de Agricultura Irrigada, v. 14, n. 2, p. 3968, 2020.

FLACH, C. W. et al. **Taxa de infiltração da água e resistência mecânica à penetração em solos submetidos a diferentes usos na região da serra de sudeste/RS.** Revista Caminhos de Geografia, v. 21, n. 73, p. 223-242, 2020.

FLANAGAN, D. C.; GILLEY, J. E.; FRANTI, T. G. WATER EROSION PREDICTION PROJECT (WEPP): DEVELOPMENT HISTORY, MODEL CAPABILITIES, AND FUTURE ENHANCEMENTS. **Transactions of the ASABE**, v. 50, n. 5, p. 1603–1612, 2007.

FONSECA, M. R. S.; UAGODA, R.; CHAVES, H. M. L. Rates, factors, and tolerances of water erosion in the Cerrado biome (Brazil): A meta-analysis of runoff plot data. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 47, n. 2, p. 582–595, 1 fev. 2021.

FONSECA, M. R. S.; UAGODA, R. E. S.; CHAVES, H. M. L. Runoff, soil loss, and water balance in a restored Karst area of the Brazilian Savanna. **Catena**, v. 222, 1 mar. 2023.

Foster, G. R., and L. D. Meyer, (1972) A closed-form erosion equation for upland areas, in Sedimentation: **Symposium to Honor Prof. H.A. Einstein**, edited by H. W. Shen, pp. 12.1-12.19, Colorado State University, Ft. Collins, CO.

GARDI, C. et al. Land take and food security: assessment of land take on the agricultural production in Europe. **Journal of Environmental Planning and Management**, v. 58, n. 5, p. 898–912, 4 maio 2015.

GASPAR, M. T. P.; CAMPOS, J. E. G. **O sistema aquífero Urucuia**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <[www.sbggeo.org.br](http://www.sbggeo.org.br)>.

GOEDERT. **Management of the Cerrado soils of Brazil: a review** **Journal of soil Science**. [s.l: s.n.].

GUERRA, A. J. T. **Geomorfologia: uma atualização de bases e conceitos**. Bertrand Brasil, 1994.

GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B. DA. **Geomorfologia uma atualização de bases e conceitos**. 8. ed ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2008.

GUERRA, A. J. T. JORGE. M. C. O. **Processos erosivos e recuperação de áreas degradadas**. Oficina de Textos, 2017.

GSP. **Global Soil Partnership Endorses Guidelines on Sustainable Soil Management** <http://www.fao.org/global-soil-partnership/resources/highlights/detail/en/c/416516/> (2017).

HERNANI, L.C., FREITAS, P.L., PRUSKI, F.F., de Maria, I.C., CASTRO Filho, C. & LANDERS, J.C. (2002) **Soil erosion and its impacts**. In: Manzatto, C.V., Freitas Junior, E. & Peres, J.R.R. (Eds.) *Uso Agrícola Dos Solos Brasileiros*. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, pp. 47–60.

HOFMANN, L.; RIES, R. E.; GILLEYZ, J. E. **Relationship of Runoff and Soil Loss to Ground Cover of Native and Reclaimed Grazing Land**1. [s.l: s.n.].

HUDSON, N.W. (1993) Field plots. In: Hudson N.W. (Ed.) *Field measurement of soil erosion and runoff*. Rome: FAO, 1–28.

INÁCIO, S. B. **Quantificação da erosão em pastagem com diferentes declives na microbacia do Ribeirão Salomea 1**. [s.l: s.n.].

KARLEN, D. L. et al. Soil Quality: A Concept, Definition, and Framework for Evaluation (A Guest Editorial). **Soil Science Society of America Journal**, v. 61, n. 1, p. 4–10, jan. 1997.

KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. **Conservation of the Brazilian Cerrado**. **Conservation Biology**, jun. 2005.

LAFLEN, J. M. et al. **Soil and Water Loss from Conservation Tillage Systems**. [s.l: s.n.].

LAL, R. Soil degradation by erosion. **Land Degradation and Development**, v. 12, n. 6, p. 519–539, nov. 2001.

LARSON, W. E.; PIERCE, F. J. **The Dynamics of Soil Quality as a Measure of Sustainable Management**. [s.l: s.n.].

MA, B. et al. Effects of crop canopies on rain splash detachment. **PLoS ONE**, v. 9, n. 7, 3 jul. 2014.

MAMEDOV, A. I.; LEVY, G. J. Soil erosion–runoff relations on cultivated land: Insights from laboratory studies. **European Journal of Soil Science**, v. 70, n. 3, p. 686–696, 1 maio 2019.

MARINHO LEITE CHAVES, H.; PERES PIAU, L. **EFEITO DA VARIABILIDADE DA PRECIPITAÇÃO PLUVIAL E DO USO E MANEJO DO SOLO SOBRE O ESCOAMENTO SUPERFICIAL E O APORTE DE SEDIMENTO DE UMA BACIA HIDROGRÁFICA DO DISTRITO FEDERAL (1)**. [s.l: s.n.].

MARQUES, J.J.G.S.M., CURTI, N., DE LIMA, J.M., FERREIRA, M.M., SILVA, M.L.N. & FERREIRA, D.F. (1997) **Estimation of erodibility from attributes of soils with argillic horizon in Brazil**. Revista Brasileira de Ciência do Solo, 21(3), 457–465.  
<https://doi.org/10.1590/s0100-06831997000300015>

MARQUES, J. F. **Custos da Erosão do Solo em Razão dos seus Efeitos Internos e Externos à Area de Produção Agrícola**. Revista de Economia e Sociologia Rural, v. 36, n. 1, p. 61–80, 1998.

MERRITT, W. S.; LETCHER, R. A.; JAKEMAN, A. J. **A review of erosion and sediment transport models**. Environmental Modelling and Software. **Anais...Elsevier BV**, 2003.

MERTEN, G. H.; MINELLA, G. **The expansion of Brazilian agriculture: Soil erosion scenarios** **International Soil and Water Conservation Research**. [s.l: s.n.].

MINELLA, J. P. G. et al. **IDENTIFICAÇÃO E IMPLICAÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO DO SOLO DAS FONTES IDENTIFICAÇÃO E IMPLICAÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO DO SOLO DAS FONTES DE SEDIMENTOS EM BACIAS HIDROGRÁFICAS (1)**. [s.l: s.n.].

MINELLA, J. P. G. et al. Changing sediment yield as an indicator of improved soil management practices in southern Brazil. **Catena**, v. 79, n. 3, p. 228–236, 15 dez. 2009.

MONTGOMERY, D. R.; MATSON, P. A. **Soil erosion and agricultural sustainability**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <[www.pnas.org/cgi/content/full/](http://www.pnas.org/cgi/content/full/)>.

MORAIS; FLEISCHMANN; RUHOFF. **AVALIAÇÃO PRELIMINAR DA RELAÇÃO ENTRE BANCOS DE AREIA E HIDROLOGIA NO SISTEMA ARAGUAIA-JAVAÉS**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <<https://earthexplorer.usgs.gov/>>.

MORGAN. **SOIL EROSION AND CONSERVATION**. 2005

MUTCHLER, C.K., Murphree, C.E. & McGregor, K.C. (1988) Laboratory and fields plots for erosion studies. In: Lal, R. (Ed.) Soil Erosion Research Methods. Ankeny: Soil and Water Conservation Society, pp. 11–38.

NASCIMENTO; NOVAIS. **Clima do Cerrado: dinâmica atmosférica e características, variabilidades e tipologias climáticas.** *Élisée - Revista de Geografia da UEG*, v. 9, n. 2, 8 set. 2020.

NETO, J. R. DE A. et al. **Water Resources and Irrigation Management Análise comparativa do escoamento superficial de microbacias experimentais em clima semiárido tropical.** p. 111–120, 2013.

NUNES, J. G. S. **Mapeamento de solos através de técnicas diretas e indiretas na Apa Nascentes Do Rio Vermelho, Mambaí-GO.** 2020.

NUNES, A. LOURENÇO, L. **Catástrofes Mistas. Uma Perspetiva Ambiental.** Coimbra University Press, 2019

OLIVEIRA, P. T. S. et al. **Rainfall erosivity in Brazil: A review.** *Catena*, v. 100, p. 139-147, 2013

OSMAN, K. T. **Soil Degradation, Conservation and Remediation.** [s.l: s.n.].

PAGIOLA, S. **Experiências de Pagamentos por Serviços Ambientais no Brasil.** [s.l: s.n.].

PANDEY, A. et al. **Physically based soil erosion and sediment yield models revisited.** *Catena* Elsevier B.V., , 1 dez. 2016.

PARSONS, A. J. et al. Earth Surface Processes and Landforms *Earth Surf. Earth Surf. Process. Landforms*, v. 31, p. 1384–1393, 2006.

PEREIRA, J. L. DA S. et al. **EROSÃO HÍDRICA EM SISTEMAS DE PREPARO DO SOLO SOB CHUVA SIMULADA NO CERRADO PIAUIENSE.** *Brazilian Journal of Development*, v. 7, n. 1, p. 2342–2356, 2021.

PIMENTEL, D. **Soil erosion: A food and environmental threat.** *Environment, Development and Sustainability*, fev. 2006.

POSTHUMUS, H. et al. Costs and benefits of erosion control measures in the UK. *Soil Use and Management*, v. 31, p. 16–33, 1 out. 2015.

RATZEL, F. O solo, a sociedade e o Estado. *Revista do departamento de geografia*, v. 2, p. 93–101, 1983.

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. **Fitofisionomias do Biomas Cerrado.** In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. de (Ed.). *Cerrado: ambiente e flora.* Planaltina: EMBRAPA-CPAC, 1998.

SANTOS et al. **PERDAS DE SOLO E PRODUTIVIDADE DE PASTAGENS NATIVAS MELHORADAS SOB DIFERENTES PRÁTICAS DE MANEJO.** [s.l: s.n.].

SANTOS, J. C. N. DOS et al. Land use impact on soil erosion at different scales in the Brazilian semi-arid. **Revista Ciencia Agronomica**, v. 48, n. 2, p. 251–260, 2017.

SANTOS, Glenio G.; GRIEBELER, Nori P.; OLIVEIRA, Luiz F. C. de. **Chuvas intensas relacionadas à erosão hídrica.** Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 14, n. 2, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1415-43662010000200001>.

SANTOS; PEREIRA CALDAS; SILVA. Susceptibility to erosion of soils of the lagos - são joão basin, in the state of rio de janeiro - brazil, from the ahp method and multicriteria analysis. **Revista Brasileira de Geografia Fisica**, v. 12, n. 4, p. 1415–1430, 2019.

SCHERTZ, D.L. (1983) **The basis for soil loss tolerances.** Journal of Soil and Water Conservation, 38, 10–14.

SILVA, A. M. **Rainfall erosivity map for Brazil.** Catena, v. 57, n. 3, p. 251-259, 2004

SILVA, A. M. et al. **Perdas de solo, água, nutrientes e carbono orgânico em Cambissolo e Latossolo sob chuva natural.** Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília, v. 40, p. 1223-1230, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2005001200010>.

SILVA, F.M., Assad, E.D., Steinke, E.T. & Müller, A.G. (2008) **Climate of the Cerrado biome.** In: Albuquerque, A.C.S. & da Silva, A.G. (Eds.) Agricultura Tropical: Quatro décadas de inovações tecnológicas, institucionais e políticas. Brasília: Embrapa Tecnológica Information.

SILVEIRA, P. B. **Influência da escala nos resultados de estimativa de perda de solo por meio da EUPS.** 2017.

SKIDMORE, E. L. **Soil Loss Tolerance.** [s.l: s.n.].

SOUZA. **PERDA DE ÁGUA E SOLO EM DOIS SOLOS SOB DIFERENTES COBERTURAS EM MAMBAÍ-GO.** Brasília: [s.n.].

TIZ & CUNHA. **CAUSAS E EFEITOS DA EROÇÃO HÍDRICA EM SOLOS DA CIDADE DE MARECHAL CÂNDIDO RONDON-PR.** 2015.

TOLEDO, A. C. DE. **PERDA DE ÁGUA E SOLO EM ZONA DE CARSTE RESTAURADA NOS CERRADOS.** Brasília: [s.n.].

VAZ, C. M. P. et al. **Influência da umidade na resistência do solo medida com penetrômetro de impacto.** 2002.

VERDUM. **MÉTODOS E TÉCNICAS PARA O CONTROLE DA EROÇÃO E CONSERVAÇÃO DO SOLO.** [s.l: s.n.].

VOLK, L. B. S. **Condições físicas da camada superficial do solo resultantes do seu manejo e indicadores de qualidade para redução da erosão hídrica e do escoamento superficial.** 2006.

WICHARUCK, S. et al. Soil erosion assessment under different land use types using modified Gerlach trough in North-Western Thailand Highland. **Soil Science Annual**, v. 74, n. 1, 2023.

WISCHMEIER, W. H.; JOHNSON, C. B.; CROSS, B. V. A soil erodibility nomograph for farmland and construction sites. *Journal of Soil and Water Conservation*, v. 26. p. 189-193, 1971.

WISCHMEIER; SMITH. *Predicting Rainfall Erosion Losses: A Guide to Conservation Planning.* 1978.

YANG, C. T.; RANDLE, T. J. **Modelling Soil Erosion, Sediment Transport and Closely Related Surface erosion, sediment transport, and reservoir sedimentation** SHIANG-KUEEN HSU. [s.l.] IAHS Publ, 1998.

ZUAZO, V. H. D.; PLEGUEZUELO, C. R. R. **Soil-erosion and runoff prevention by plant covers. A review.** *Agronomy for Sustainable Development*, jan. 2008.