

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE PONTA GROSSA
SETOR DE ENGENHARIAS, CIÊNCIAS AGRÁRIAS E DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA**

CAIO LAÉRCIO MEYER

**CAPACIDADE DE ARMAZENAMENTO E CONTROLE DA EROSÃO E DO
ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE TERRAÇOS EM NÍVEL EM SISTEMA
PLANTIO DIRETO**

PONTA GROSSA – PR

2021

CAIO LAÉRCIO MEYER

**CAPACIDADE DE ARMAZENAMENTO E CONTROLE DA EROSÃO E DO
ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE TERRAÇOS EM NÍVEL EM SISTEMA
PLANTIO DIRETO**

Dissertação apresentada à Universidade Estadual de
Ponta Grossa para obtenção do título de Mestre em
Agronomia – Área de Concentração: Ciência do Solo e
Recursos Ambientais.

Orientador: Prof. Dr. Fabrício Tondello Barbosa

PONTA GROSSA – PR

2021

M612 Meyer, Caio Laércio
Capacidade de armazenamento e controle da erosão e do escoamento superficial de terraços em nível em Sistema Plantio Direto / Caio Laércio Meyer. Ponta Grossa, 2021.
85 f.

Dissertação (Mestrado em Agronomia - Área de Concentração: Ciência do Solo e Recursos Ambientais), Universidade Estadual de Ponta Grossa.

Orientador: Prof. Dr. Fabrício Tondello Barbosa.

1. Conservação de solo e água. 2. Erosividade das chuvas. 3. Práticas mecânicas. 4. Terraceamento agrícola. I. Barbosa, Fabrício Tondello. II. Universidade Estadual de Ponta Grossa. Ciência do Solo e Recursos Ambientais. III.T.

CDD: 631



CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

Título da Dissertação: “CAPACIDADE DE ARMAZENAMENTO E CONTROLE DA EROÇÃO E DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL DE TERRAÇOS EM NÍVEL EM SISTEMA PLANTIO DIRETO”.

Nome: **Caio Laércio Meyer**

Orientador: **Fabrizio Tondello Barbosa**

Aprovado pela Comissão Examinadora:

Prof. Dr. Fabrizio Tondello Barbosa

Profª. Drª. Neyde Fabíola Balarezo Giarola

Dr. Júlio César Ramos

Ponta Grossa - PR, 04 de outubro de 2021.



Documento assinado eletronicamente por **Júlio César Ramos, Usuário Externo**, em 06/10/2021, às 09:45, conforme Resolução UEPG CA 114/2018 e art. 1º, III, "b", da Lei 11.419/2006.



Documento assinado eletronicamente por **Fabrizio Tondello Barbosa, Professor(a)**, em 07/10/2021, às 15:24, conforme Resolução UEPG CA 114/2018 e art. 1º, III, "b", da Lei 11.419/2006.



Documento assinado eletronicamente por **Neyde Fabíola Balarezo Giarola, Professor(a)**, em 08/10/2021, às 16:23, conforme Resolução UEPG CA 114/2018 e art. 1º, III, "b", da Lei 11.419/2006.



A autenticidade do documento pode ser conferida no site <https://sei.uepg.br/autenticidade> informando o código verificador **0636924** e o código CRC **491B6AB2**.

Com muito carinho, dedico este trabalho à minha mãe, por ser minha melhor amiga, por confiar e acreditar em mim, compreensiva, por ser mãe.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a Deus por conceder-me serenidade, sabedoria e me dar forças para chegar até aqui e tornar este sonho realidade.

Aos meus pais Nélia e Ronan, por acompanharem toda minha trajetória e me incentivarem até aqui.

A Geovana, minha namorada, por me incentivar e apoiar, que admiro e respeito muito.

À Universidade Estadual de Ponta Grossa, por esses anos de aprendizado. Ao Programa de Pós-graduação em Agronomia pela formação científica ao longo do Mestrado.

Aos professores Eduardo Augusto Agnellos Barbosa e Neyde Fabíola Balarezo Giarola, pelos seus conhecimentos transmitidos e acompanhamento durante este processo. Em especial, agradeço ao meu orientador professor Fabrício Tondello Barbosa, pela sua paciência, dedicação, educação e confiança, além de todas as oportunidades que valorizou meu crescimento científico e pessoal. Muito obrigado!

Agradeço imensamente aos amigos que conquistei neste tempo do curso, em especial ao Heverton e a Isabela que me acompanharam e fizeram parte do meu dia a dia. Agradeço também ao Warlyton pela coragem de desbravar este sonho comigo.

Um especial agradecimento ao grupo de pesquisa em conservação do solo, formado por bolsistas de graduação, mestrado, doutorado e técnicos do projeto. Estendo os agradecimentos aos técnicos Luis Fernando e Breno Moraes, os quais tiveram contribuição de excelência na realização deste trabalho.

Ao Programa da Rede Paranaense de Apoio a Agropesquisa e Formação Aplicada, pela oportunidade de trabalhar neste projeto que muito contribuiu em minha jornada.

“Não fui eu que ordenei a você? Seja forte e corajoso! Não se apavore nem desanime,
pois o Senhor, o seu Deus, estará com você por onde você andar.”
Josué 1:9

RESUMO

A erosão hídrica é a fonte principal de degradação dos solos, sendo provocada pelo impacto da gota de chuva como também pelo escoamento superficial, pois ambos têm capacidade de desagregar e transportar solo, além de reduzir a capacidade produtiva das terras. A pesquisa objetivou avaliar as perdas de solo e o escoamento superficial em plantio direto na presença e na ausência da prática mecânica do terraceamento agrícola, além de avaliar o efeito temporal dos terraços quanto a capacidade de armazenar água e reter sedimentos em solo de textura média na região dos Campos Gerais, Paraná. Os tratamentos foram constituídos por duas parcelas, com área média de 1,54 ha, sendo a primeira adotado o plantio direto sem a prática mecânica do terraceamento, e a segunda com o mesmo manejo, porém associado com terraços agrícolas em nível para controle do escoamento superficial. A parcela com terraços reduziu, em média, o volume total escoado em 49,6%, a vazão de pico em 72,1% e a concentração de sedimentos em suspensão em 70,8%, em comparação ao plantio direto sem uso dos terraços. Os terraços tiveram redução das suas dimensões da base, altura e seção transversal em média 15%, 35% e 46% após 571 dias de avaliações, demonstrando redução acentuada na eficiência em represar o escoamento superficial. A deposição de sedimentos nos canais dos terraços correlacionou-se com a precipitação e a erosividade das chuvas, aumentando em 1,66 vezes quando duplicada a precipitação e em 1,53 vezes quando duplicada a erosividade.

Palavras-chave: Conservação de solo e água; erosividade das chuvas; práticas mecânicas; terraceamento agrícola.

ABSTRACT

Water erosion is the main source of soil degradation, being caused by the impact of the raindrop as well as runoff, as both have the capacity to disaggregate and transport soil, in addition to reducing the productive capacity of the land. The research aimed to evaluate soil losses and runoff in no-tillage in the presence and absence of agricultural terraces, in addition to evaluating the temporal effect of terraces on their capacity to store water and retain sediments in medium-textured soil in the region of Campos Gerais, Paraná. The treatments consisted of two plots, with an average area of 1.54 ha, the first one adopting no-tillage without terracing, and the second using the same management, but associated with level terraces to control runoff. The plot with terraces reduced, on average, the total runoff by 49.6%, the peak flow by 72.1% and the suspended sediment concentration by 70.8%, compared to no-tillage without terraces. The terraces had a reduction in their base, height and section dimensions by an average of 15%, 35% and 46% after 571 days of evaluations, demonstrating a marked reduction in the damming capacity of surface runoff. The deposition of sediments in the terrace channels was correlated with precipitation and rainfall erosivity, increasing by 1.66 times when the precipitation doubled and by 1.53 times when the erosivity was doubled.

Key words: Soil and water conservation; rainfall erosivity; mechanical practices; agricultural terracing.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Localização da área experimental.....	27
Figura 2 - Área experimental com a disposição dos tratamentos	28
Figura 3 - Imagem da encosta com curvas de nível distanciadas em 2 m, utilizadas para o posicionamento das unidades experimentais. Ao centro, entre as unidades experimentais, encontra-se a linha de drenagem principal	30
Figura 4 - Etapas da construção dos terraços. a) Construção do dique com terraceador de dois discos. b) Ampliação do dique e abertura do canal com arado de discos. c) Finalização do canal do terraço com lâmina traseira acoplada no trator. d) Semeadura de aveia preta para estabilização do solo nos terraços.....	31
Figura 5 - a) Representação gráfica da unidade de monitoramento do escoamento superficial; b) vista real da calha coletora de escoamento do tipo H com canal de aproximação.....	32
Figura 6 - Coleta do escoamento superficial para quantificar a concentração de sedimentos em suspensão.	37
Figura 7 - a) Representação da medida da base do canal dos terraços; b) Representação esquemática do levantamento de dados de um terraço, que é representada por cinco pontos equidistantes, onde foram feitos os perfis das seções. Fonte: Adaptado de PRUSKI, 2009....	38
Figura 8 - a) Anel medidor de lâmina de água e boia de sedimentação nos canais dos terraços; b) vista do medidor em operação no canal do terraço.	39
Figura 9 - Precipitação durante os meses de condução da pesquisa (outubro de 2019 a maio de 2021) e normal climatológica entre 1954 a 2001, para Ponta Grossa (PR).	43
Figura 10 - Representação da precipitação pluviométrica e erosividade das chuvas (EI ₃₀) ocorridas durante o período do cultivo do milho, aveia preta e soja em Ponta Grossa, PR, entre outubro de 2019 e maio de 2021.	44
Figura 11 - Box plot com análise descritiva da seção transversal dos canais dos terraços, em avaliações realizadas em quatro períodos distintos. a) No início do cultivo do milho, em 01/11/2019. b) No início do cultivo da aveia preta, em 11/07/2020. c) No início do cultivo da soja, em 09/12/2020. d) Após a colheita da soja, em 24/05/2021.	47
Figura 12 - Representação gráfica das relações entre a seção transversal dos terraços em função: a) do número de dias; b) das precipitações acumuladas; c) da erosividade acumulada das chuvas (índice EI ₃₀).	49
Figura 13 - Box plot com análise descritiva da altura dos canais dos terraços, em avaliações realizadas em quatro períodos distintos. a) No início do cultivo do milho, em 01/11/2019. b) No início do cultivo da aveia preta, em 11/07/2020. c) No início do cultivo da soja, em 09/12/2020. d) Após a colheita da soja, em 24/05/2021.	50

Figura 14 - Representação gráfica das relações entre a altura dos terraços em função: a) do número de dias; b) das precipitações acumuladas; c) da erosividade acumulada das chuvas (índice EI ₃₀).	52
Figura 15 - Box plot com análise descritiva das dimensões da base dos canais dos terraços, em avaliações realizadas em quatro períodos distintos. a) No início do cultivo do milho, em 01/11/2019. b) No início do cultivo da aveia preta, em 11/07/2020. c) No início do cultivo da soja, em 09/12/2020. d) Após a colheita da soja, em 24/05/2021.	53
Figura 16 - Representação gráfica das relações entre a base dos terraços em função: a) do número de dias; b) das precipitações acumuladas; c) da erosividade acumulada das chuvas (índice EI ₃₀).	54
Figura 17 - Perfil da dimensão transversal dos canais dos terraços, composto pela altura do terraço (h), comprimento da base do canal (B) e seção transversal (S). a) Terraço 1 (T1); b) Terraço 2 (T2); c) Terraço 3 (T3); d) Terraço 4 (T4); e) Terraço 5 (T5); f) Terraço 6 (T6). S1: seção na avaliação realizada no início do experimento e do cultivo do milho, em 01/11/2019; S2: seção na avaliação realizada no início do cultivo da aveia preta, em 11/07/2020; S3: seção na avaliação realizada no início do cultivo da soja, em 09/12/2020; S4: seção na avaliação realizada após a colheita da soja, no final do experimento, em 24/05/2021.	55
Figura 18 - a) Representação gráfica da equação de regressão para deposição de sedimentos nos canais dos terraços em função da precipitação (a); em função do índice EI ₃₀ de erosividade das chuvas (b).	63
Figura 19 - Vazão de pico (QP) observada na calha medidora de escoamento superficial (calha H) nos eventos de precipitação com geração de escoamento superficial, nos tratamentos plantio direto sem terraços (ST) e plantio direto com terraços (CT), entre dezembro de 2019 e maio de 2021, em Ponta Grossa, PR.	64
Figura 20 - Hidrograma de escoamento superficial e hietograma da chuva, nos tratamentos plantio direto sem terraços (ST) e plantio direto com terraços (CT), em evento de precipitação ocorrido em 30/06/2020 em Ponta Grossa, PR.	67
Figura 21 - Hidrograma de escoamento superficial e hietograma da chuva, nos tratamentos plantio direto sem terraços (ST) e plantio direto com terraços (CT), em evento de precipitação ocorrido em 20/01/2021 em Ponta Grossa, PR.	69
Figura 22 - Concentração de sedimentos em suspensão (CSS) nos tratamentos plantio direto sem terraços (ST) e plantio direto com terraços (CT). a) evento ocorrido em 30/06/2020. b) evento ocorrido em 20/01/2021.	72

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Caracterização da declividade da área e atributos físicos e químicos das unidades experimentais.....	29
Tabela 2 - Características agronômicas das culturas do milho, aveia preta e soja.....	33
Tabela 3 - Precipitação diária, total e erosividade ocorridas entre outubro de 2019 e maio de 2021, em Ponta Grossa/PR.	42
Tabela 4 - Características físicas da área de contribuição dos terraços.....	45
Tabela 5 - Correlação linear de Pearson entre as variáveis das dimensões dos canais dos terraços (S – seção transversal dos terraços; h – altura dos terraços; B – Base dos terraços) em quatro avaliações) e os atributos do meio físico do local (declividade e teores de argila, areia e silte)..	58
Tabela 6 - Lâmina de escoamento superficial represado nos canais dos terraços.....	60
Tabela 7 - Retenção de sedimentos nos canais dos terraços durante o período de condução do experimento, nos três ciclos de cultivo (milho, aveia preta e soja), na média por cultivo e no total acumulado.	62
Tabela 8 - Características hidrológicas e das culturas nos dias que geraram vazão de pico.	65
Tabela 9 – Escoamento superficial e produção de sedimentos nos tratamentos de plantio direto sem terraços (ST) e plantio direto associado ao terraceamento (CT) em dois eventos de precipitação.....	73

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	13
2	OBJETIVOS.....	15
2.1	OBJETIVO GERAL.....	15
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	15
3	HIPÓTESES.....	16
4	REVISÃO DE LITERATURA.....	17
4.1	PROCESSOS EROSIVOS.....	17
4.1.1	Erosão hídrica pluvial.....	17
4.1.2	Escoamento superficial.....	18
4.1.3	Controle dos processos erosivos.....	19
4.2	PLANTIO DIRETO.....	20
4.2.1	Definição, histórico e importância.....	20
4.2.2	Problemas associados ao plantio direto.....	21
4.3	TERRACEAMENTO AGRÍCOLA.....	22
4.3.1	Definição e importância.....	22
4.3.2	Resultados sobre eficiência dos terraços.....	23
4.4	MONITORAMENTO DE HIDROSEDIMENTOS.....	24
5	MATERIAL E MÉTODOS.....	27
5.1	LOCALIZAÇÃO DA ÁREA EXPERIMENTAL.....	27
5.2	DESCRIÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DOS TRATAMENTOS.....	27
5.3	INSTALAÇÃO E CONDUÇÃO DA ÁREA EXPERIMENTAL.....	39
5.4	AVALIAÇÕES.....	33
5.4.1	Monitoramento da precipitação e obtenção da erosividade das chuvas.....	33
5.4.2	Monitoramento do escoamento superficial.....	34
5.4.3	Monitoramento da erosão hídrica.....	35
5.4.4	Avaliações dos canais dos terraços.....	37
5.4.4.1	Seção transversal dos terraços.....	37
5.4.4.2	Lâmina de água e sedimentos retidos nos canais dos terraços.....	38
5.5	ANÁLISE DE DADOS.....	40
6	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	41
6.1	MONITORAMENTO DA PRECIPITAÇÃO E EROSIVIDADE DAS CHUVAS.....	41
6.2	AVALIAÇÃO DOS TERRAÇOS.....	45
6.2.1	Espaçamento entre terraços e características da área de contribuição do escoamento.....	45
6.2.2	Seção transversal dos terraços.....	46
6.2.3	Altura dos terraços.....	50
6.2.4	Base dos canais dos terraços.....	52
6.2.5	Dimensões dos canais dos terraços.....	55
6.2.6	Lâmina de escoamento represado nos canais dos terraços.....	59
6.2.7	Retenção de sedimentos nos canais dos terraços.....	61
6.3	MONITORAMENTO HIDROSEDIMENTOLÓGICO.....	63
6.3.1	Vazão de pico.....	63
6.3.2	Hietograma da chuva e hidrograma do escoamento superficial.....	66
6.3.3	Concentração de sedimentos em suspensão.....	71
6.3.4	Escoamento superficial e produção de sedimentos.....	73

7	CONCLUSÕES.....	76
	REFERÊNCIAS	77

1 INTRODUÇÃO

A erosão hídrica é considerada o principal tipo de degradação do solo, sendo provocada tanto pela energia do impacto da gota de chuva quanto pelo escoamento superficial, pois ambos têm capacidade de desagregar e transportar solo. Dentre as consequências negativas deste processo, inclui-se a transferência de sedimentos e elementos químicos aos cursos d'água, provocando o assoreamento e contaminação dos mananciais hídricos, além da redução do potencial produtivo das terras, o que eleva os custos de produção. Por esses motivos, salienta-se a importância das práticas de conservação dos solos agrícolas, uma vez que o manejo inadequado do solo pode degradar tanto o ambiente interno, em nível de propriedade, quanto o ambiente externo ao de origem da degradação.

O plantio direto tem como premissas básicas o mínimo revolvimento de solo, restrito a linha de semeadura, a manutenção permanente de cobertura vegetal em superfície e a diversificação de espécies vegetais via rotação de culturas. Um dos principais objetivos da cobertura vegetal é dissipar a energia cinética das gotas de chuva e reduzir o volume e a energia do escoamento superficial. Entretanto, em muitas situações, o uso isolado dessa prática não tem sido suficiente como propósito para evitar os processos de compactação, erosão hídrica e escoamento superficial em plantio direto, dentro de limites toleráveis.

Em áreas de produção de grãos sob plantio direto é comum a ausência de rotação de culturas e baixas quantidades de resíduos vegetais para proteção da superfície do solo, o que aumenta os processos erosivos. Nesse mesmo sentido, a compactação de camadas subsuperficiais do solo devido ao excessivo tráfego de máquinas tem sido um dos principais problemas para se alcançar os maiores potenciais produtivos dos cultivos, bem como tem gerado aumento expressivo do escoamento superficial. A expansão de áreas agrícolas em solos frágeis, com elevada erodibilidade, baixa capacidade de infiltração de água e declividade acentuada têm agravado a situação da degradação dos solos. Em razão do exposto, surge a necessidade da inserção de práticas conservacionistas complementares, como o terraceamento agrícola, para disciplinar o escoamento superficial e atenuar a magnitude da erosão em plantio direto, em conjunto com a cobertura do solo.

O terraceamento agrícola é conhecido como uma das principais práticas mecânicas que reduzem a erosão do solo e as perdas de água via escoamento, o qual consiste em um conjunto de canais e diques que são espaçados ao longo do comprimento do terreno, sendo que o seu principal objetivo é interceptar, infiltrar ou ainda, transportar com fluxo controlado de velocidade o escoamento produzido pela chuva que exceda a capacidade de infiltração de água

no solo. No entanto, a perda da capacidade de armazenamento dos terraços em nível para controlar a erosão e o escoamento pode ocorrer com o tempo e são dependentes das condições locais, como o volume e intensidade de precipitação, a erosividade das chuvas e das características do solo, além do manejo adotado pelo produtor relacionado aos métodos de cultivo e ao tráfego de máquinas. Além do mais, a sua eficiência aumenta quando há utilização de práticas adicionais, como é o caso do cultivo em contorno e a manutenção permanente da cobertura do solo.

Com base no exposto, verifica-se a necessidade de estudos para quantificação dos processos erosivos em áreas manejadas sob plantio direto com e sem adoção de práticas complementares para controle da erosão hídrica e do escoamento superficial.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Quantificar as perdas de solo e o escoamento superficial de parcelas experimentais, em escala de encosta, manejadas sob plantio direto na presença e ausência da prática mecânica de terraceamento agrícola, e verificar o comportamento temporal de terraços construídos em nível quanto a capacidade em represar o escoamento superficial e reter sedimentos, em solo de textura média na região dos Campos Gerais, Paraná.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- (i) Monitorar a precipitação e determinar a erosividade das chuvas no tempo de estudo;
- (ii) Quantificar as taxas e as perdas de solo e água geradas a partir de eventos de precipitação em parcelas cultivadas sob plantio direto com e sem a prática mecânica de terraceamento agrícola;
- (iii) Avaliar os terraços, ao longo do tempo, quanto a seção, lâmina de água armazenada e quantidade de sedimentos retidos.

3 HIPÓTESES

(i) As taxas e as perdas de solo e água por erosão hídrica, assim como a vazão máxima de escoamento superficial, são reduzidas quando o plantio direto está associado ao terraceamento agrícola em nível;

(ii) O canal dos terraços perde eficiência em controlar a erosão hídrica e o escoamento superficial ao longo dos cultivos, pela redução da sua seção em solo de textura média.

4 REVISÃO DE LITERATURA

4.1 PROCESSOS EROSIVOS

4.1.1 Erosão hídrica pluvial

A erosão é considerada a principal fonte de degradação do solo, sendo uma das principais ameaças a sustentabilidade e a capacidade produtiva das terras, reduzindo a qualidade do solo (PENA et al., 2020). Ela é um fenômeno natural que ocorre a milênios, mas é acelerada pela utilização incorreta dos solos, por meio da agricultura intensiva e pela remoção da vegetação, a qual é responsável em muitas vezes por garantir a agregação do solo (QUIJANO; KUHN; NAVAS, 2020).

A erosão hídrica pluvial do solo inicia-se pela ruptura dos agregados da massa original do solo, causada pela energia cinética do impacto das gotas de chuva sobre solo desprotegido, predispondo o material desagregado ao transporte, principalmente pela ação do escoamento superficial (ALAVINIA; SALEH; ASADI, 2019). Com isso, a gota de chuva é a principal responsável em desagregar e o escoamento superficial em transportar solo. Por outro lado, ambos são agentes completos de erosão, pois, isoladamente, estes têm capacidade de desagregar e transportar solo (AN et al., 2021).

O poder erosivo da água em movimento e sua capacidade de transporte dependem do volume e da velocidade de escoamento, bem como da espessura da lâmina d'água (TAVARES et al., 2019). Salienta-se, que o aumento do comprimento de rampa e da declividade do terreno estão interligados a maiores perdas de solo por erosão, devidamente pela diminuição da infiltração e aumento da velocidade de escoamento superficial (AYER et al., 2015). Embora alguns solos sejam mais predispostos a sofrerem erosão, pela sua maior erodibilidade, as precipitações irregulares e muitas vezes intensas associadas a solos mau manejados e em condições de relevo que potencializam o escoamento, podem acarretar em taxas de erosão significativas, mesmo em solos mais resistentes aos processos erosivos (SAHLI et al., 2019).

A cobertura do solo proporcionada pelos resíduos culturais deixados na superfície tem ação direta e efetiva na redução da erosão hídrica, em virtude da capacidade de dissipação da energia cinética das gotas de chuva e pela redução da energia cinética do escoamento superficial, diminuindo a desagregação das partículas de solo e o selamento superficial e aumentando a infiltração de água no solo (COGO; LEVIEN; SCHWARZ, 2003). Por outro lado, a cobertura por si só, não é suficientemente capaz de conter o escoamento superficial, nem tampouco, a erosão. Durante a ocorrência de chuvas críticas em longos comprimentos de

encostas e declives acentuados, o escoamento pode adquirir grande volume e velocidade, mesmo na ausência de preparo. Isso resulta na perda da eficácia dos resíduos culturais na redução da erosão hídrica, devido a falha de resíduo, onde o escoamento adquire energia suficiente para deslocá-los, diminuindo ou retirando completamente a cobertura do solo e aumentando a taxa de erosão em sulcos (MORAIS; COGO, 2001).

As perdas de solo por erosão hídrica variam durante o ciclo de uma cultura, pois a erosividade das chuvas pode concentrar-se no período inicial de crescimento das plantas, que coincide com o período crítico de erosão, por ser uma época de pouca ou nenhuma cobertura sobre o solo tanto por resíduos vegetais quanto pelo dossel vegetativo (AMARAL et al., 2008). Salienta-se ainda que, em solos com presença de resíduos de culturas, independentemente do tipo de manejo, as perdas de solo ainda têm se mostrado significativas (SCHICK et al., 2017), por isso a necessidade de adaptar a agricultura com práticas complementares a cobertura do solo, para que se possa manter os solos produtivos (THOMAS et al., 2018).

4.1.2 Escoamento superficial

O escoamento superficial é um processo destrutivo devido a energia cinética do deslocamento da água na superfície do solo, sendo afetado pelas características físicas do solo (OLIVEIRA et al., 2018). Dentre os fatores que influenciam o escoamento estão a capacidade de infiltração de água e rugosidade do solo, a inclinação e extensão da superfície do terreno, a duração, volume e intensidade da precipitação e a cobertura do solo por resíduos culturais (NOVARA et al., 2019).

O acúmulo de resíduos culturais sobre a superfície do solo aumenta a tensão crítica de cisalhamento do solo, dificultando a ação erosiva do escoamento superficial (BERTOL; COGO; LEVIEN, 1997), sendo que os resíduos vegetais em contato direto com o solo geram atrito que reduz a velocidade do fluxo e diminui a carga de sedimentos transportados (PANACHUKI et al., 2011). Desde modo, a cobertura do solo é importante para a conservação do solo e da água, aumentando a rugosidade superficial e promovendo a manutenção das condições físicas de superfície do solo que são favoráveis à retenção e à infiltração de água, resultando na redução do escoamento superficial (ALMEIDA et al., 2016).

A infiltração de água no solo é dependente da intensidade e duração das chuvas, declividade e características de solo, sendo que a infiltração tende a ser maior em áreas sobre cobertura vegetal, a qual reduz a velocidade do fluxo de água na superfície (ZHAO et al., 2018). Duas teorias são descritas para explicar o processo do escoamento, a primeira, à medida que infiltra água no solo, as camadas vão se umedecendo no sentido de cima para baixo, com a

tendência de saturar o solo no seu perfil, formando as zonas de saturação de água (DE ALMEIDA et al., 2018). A segunda é o processo hortoniano, no qual ocorre o escoamento à medida que a precipitação excede a taxa de infiltração de água no solo (HORTON, 1945).

Durante um evento de precipitação, a primeira parcela do excesso de chuva, quando superada a capacidade de infiltração de água no solo, é destinada ao preenchimento das depressões existentes na superfície do solo. Quando esgotada a capacidade de retenção superficial, a água inicia o processo de escoamento. Associado ao escoamento superficial, ocorre o desprendimento e o transporte de partículas do solo (PRUSKI, 2009).

O escoamento superficial é a principal forma de transporte de sedimentos, por desenvolver maior tensão de cisalhamento pelo aumento de sua espessura, o que também aumenta a capacidade de desagregar solo, promovendo a formação de pequenos canais que ocorrem de forma espaçada e aleatória (CANTALICE et al., 2005).

4.1.3 Controle dos processos erosivos

Compreender e quantificar os processos erosivos é fundamental para a tomada de decisão em relação ao melhor manejo a ser adotado (DA CRUZ et al., 2019). O uso de práticas conservacionistas de solo e água visa adequar os sistemas de produção agrícola de acordo com as potencialidades e limitações das terras (TELLES et al., 2019).

As práticas conservacionistas são aquelas em que procura-se adequar o sistema de produção de modo a manter ou melhorar a fertilidade do solo, aumentar a resistência do solo à erosão, além de dissipar a energia dos agentes erosivos, e são classificadas em práticas de caráter vegetativo, edáfico e mecânico (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2010). O ideal é que seja feito o uso simultâneo dessas práticas, uma vez que cada uma resolve parcialmente o problema de erosão (PRUSKI et al., 2006).

Dentre as práticas vegetativas a cobertura vegetal do solo é considerada a mais importante na redução da erosão, favorece a infiltração da água da chuva e diminui as perdas por evaporação, mantendo a umidade presente, principalmente na camada superficial (CAMPOS et al., 1994). A manutenção de cobertura morta na superfície do solo em plantio direto reduz as perdas de solo e o escoamento superficial, sendo manejo alternativo às práticas agrícolas que envolvem mobilização do solo (CHALISE et al., 2020). Em áreas em que a cobertura vegetal foi superior a 60%, o escoamento superficial e as perdas de solo reduziram (CHEN et al., 2021). A ausência da cobertura vegetal diminui a interceptação de gotas, o que aumenta de forma negativa o efeito da energia cinética, destruindo os agregados do solo (KAVIAN et al., 2018).

As práticas edáficas de conservação do solo podem ser compreendidas pela calagem, adubação química, adubação orgânica e uso de adubos verdes (DE SANTANA DANTAS et al., 2012). Resultados mostram que há aumento da produção de fitomassa e redução da erosão e do escoamento superficial quando os fertilizantes são aplicados no solo em quantidades adequadas em plantio direto (BERTOL et al., 2014). Os adubos verdes têm se destacado diante da preocupação com a degradação dos solos. Além da proteção aos solos, têm promovido resultados positivos nas propriedades químicas, físicas e biológicas do solo, dependentes da espécie utilizada, do manejo adotado da biomassa, época de semeadura, permanência do resíduo e conseqüentemente, da interação entre esses fatores (ALCÂNTARA et al., 2000).

Já as práticas mecânicas são aquelas nas quais são utilizadas estruturas artificiais para a redução da energia do escoamento superficial, sendo o terraceamento agrícola e o cultivo em contorno as práticas mecânicas mais conhecidas (GRIEBELER et al., 2005). No cultivo em contorno, são formados sulcos pela semeadora e pelas marcas dos pneus do rodado do trator em sentido oposto ao da declividade (BARBOSA et al., 2010). Com isso, essa prática retardou o início do escoamento em 15% e as perdas de solo foram reduzidas em 74% durante o cultivo da soja (MARIOTI et al., 2013). Além disso, as taxas médias de erosão no plantio direto com cultivo em contorno foram 31% menores do que o cultivo no sentido do declive (BARTON et al., 2004).

4.2 PLANTIO DIRETO

4.2.1 Definição, histórico e importância

O plantio direto é uma técnica de cultivo que caracteriza-se pelo mínimo revolvimento de solo, restrito a linha de semeadura, e pela manutenção dos restos culturais em superfície, sobretudo, pela diversificação de espécies vegetais via rotação de culturas (PÖTTKER; BEN, 1998). Inicialmente, a técnica foi introduzida no Brasil por agricultores na região dos Campos Gerais, Estado do Paraná, na década de 1970, obtendo-se, em um primeiro momento, sucesso na redução da erosão hídrica e nos custos de produção (BOLLIGER et al., 2006). Dessa forma, o plantio direto expandiu-se rapidamente na região. No entanto, somente cerca de 20 anos mais tarde que o Brasil atingiu o primeiro milhão de hectares cultivados sob plantio direto (FEBRAPDP, 2019).

O plantio direto teve como ideia inicial o manejo visando o controle da erosão hídrica, buscando a redução da degradação do solo proveniente de métodos de cultivo com preparo intensivo do solo (OGLE et al., 2019). Atualmente, destaca-se por ser considerado uma forma

sustentável de manejo do solo para produção agrícola, no contraponto dos menores custos com utilização de insumos e dos benefícios para o ecossistema do solo, uma vez que a atuação dos resíduos de plantas na superfície do solo ajuda a protegê-lo da erosão, reduz o escoamento superficial e o transporte de sedimentos e nutrientes (MCLAUGHLIN; CAMPBELL; OWEN, 2019).

A manutenção dos resíduos vegetais em superfície, além de reduzir a degradação do solo por erosão, proporciona maior acúmulo de matéria orgânica. A cobertura do solo favorece o aumento da atividade microbiana, aumentando o acesso de nutrientes disponíveis para a absorção pelas plantas (RHEINHEIMER et al., 2019) e suprime plantas daninhas que competem por água, luz e nutrientes com as espécies de interesse econômico. Em adição a cobertura do solo, a rotação de culturas melhora as condições físicas, químicas e biológicas do solo, gerando condições satisfatórias ao desenvolvimento das plantas (SANTOS; TOMM, 1999). O conjunto desses fatores torna o plantio direto importante para o desenvolvimento da agricultura sustentável (ROMDHANE et al., 2019).

4.2.2 Problemas associados ao plantio direto

Um dos fatores limitantes para a obtenção do máximo potencial produtivo das culturas manejadas sob plantio direto têm sido as alterações negativas provocadas nos atributos físicos do solo, principalmente pela compactação, com redução da macroporosidade e aumento da densidade, e o retorno dos problemas relacionados à erosão (FRANCZISKOWSKI et al., 2019).

A compactação do solo em plantio direto geralmente ocorre próxima da superfície, em subsuperfície, uma vez que não ocorre mobilização do solo e a concentração da pressão das máquinas têm maior efeito logo abaixo da camada superficial do solo (ABREU; REICHERT; REINERT, 2004). Eliminar completamente o tráfego de máquinas nos sistemas agrícolas é inviável, porém o controle da entrada de máquinas em função da umidade do solo e a redução da intensidade e da área superficial trafegada atenuam os problemas relacionados a compactação em plantio direto (GIRARDELLO et al., 2017).

A compactação reduz a infiltração de água, a condutividade hidráulica, a aeração e a disponibilidade de água às plantas, enquanto aumenta a resistência do solo à penetração. Em plantio direto ocorrem condições favoráveis na superfície do solo para a infiltração de água e desenvolvimento vegetal, que são proporcionadas pela manutenção dos resíduos vegetais, mas, por outro lado, a compactação subsuperficial, com redução do volume de macroporos, pode ser um fator limitante para estas variáveis, aumentando o escoamento superficial e a sua capacidade

de desagregar e transportar solo, além de diminuir o crescimento das raízes, reduzindo drasticamente a absorção e translocação de água e nutrientes (NUNES et al., 2019). É importante destacar que apenas os macroporos ativos são responsáveis pela maior parte do fluxo de água nos solos agrícolas, embora estes representem apenas uma fração da porosidade total (SORACCO et al., 2019).

Nos últimos anos, a erosão hídrica tem se tornado um dos grandes problemas em áreas agrícolas manejadas sob plantio direto. A qualidade do plantio direto praticado no Brasil, incluindo o estado do Paraná, em grande parte não corresponde à base conceitual de agricultura conservacionista. Dentre os problemas comuns destacam-se a ausência de rotação de culturas, cobertura insuficiente da superfície do solo, compactação excessiva do solo, abandono do cultivo em contorno e inexistência de obras hidráulicas para disciplinar o escoamento superficial, agravando os processos erosivos (DENARDIN et al., 2014).

Dentre os principais problemas verificados no plantio direto, está o abandono do terraceamento pelos agricultores. Essa decisão foi tomada baseando-se na possibilidade de que a cobertura morta e a ausência de revolvimento seriam suficientes para controlar escoamento superficial e erosão (MARTIN, 1985). O terraceamento passou a ser considerado desnecessário, levando consigo também o abandono da semeadura em contorno e à adoção da semeadura no sentido do maior comprimento do terreno (SILVA; DE MARIA, 2011).

Dentre os principais argumentos abordados por técnicos e agricultores para o abandono do terraceamento agrícola estão a maior incorporação da área antes ocupada pelos terraços para os cultivos, redução das manobras e aumento da eficiência das operações mecanizadas, como semeadura, tratamentos fitossanitários e colheita. No entanto, atualmente surge a percepção da necessidade do retorno de práticas conservacionistas complementares em plantio direto, que assegure a sustentabilidade da produção agrícola e que viabilize a redução acentuada das perdas de água e solo (BERTOL et al., 2000).

4.3 TERRACEAMENTO AGRÍCOLA

4.3.1 Definição e importância

A palavra terraço é utilizada para significar camalhão ou combinação de camalhão e canal, construído na linha contrária à declividade do terreno (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2010). Os terraços são uma das práticas complementares mais eficientes para disciplinar o escoamento superficial e controlar a erosão hídrica. Este sistema consiste em um conjunto de

canais e diques, adequadamente espaçados e dispostos perpendicularmente à declividade do terreno, com o objetivo de reter e infiltrar ou, interceptar e conduzir, com velocidade controlada, o escoamento superficial originário de chuvas que excedam a capacidade de infiltração de água no solo (GRIEBELER; CARVALHO; MATOS, 2000).

Para o dimensionamento de terraços é levado em consideração critérios técnicos, como análise das características das chuvas (intensidade, duração e frequência), características da área, comprimento de rampa, profundidade e permeabilidade do solo (ACKERMANN; ZHEVELEV; SVORAY, 2019), além do volume máximo de escoamento superficial para casos de terraços em nível, de retenção (PRUSKI, 2009).

Na literatura são encontradas diferentes metodologias para o dimensionamento do espaçamento entre os terraços. Dentre os mais utilizados estão o método proposto por Lombardi Neto et al. (1994), o qual utiliza informações do tipo de solo, uso e manejo, declividade da área, e os limites de tolerância de perdas de solo (CAVIGLIONI et al., 2010) e os métodos com base na capacidade do canal dos terraços em armazenar ou drenar o excedente da água da chuva (PRUSKI, 2009). Os espaçamentos variam pela metodologia empregada, portanto, é necessário o levantamento das características da área, pois a distância entre terraços deve ser suficiente para impedir a erosão acentuada e que o volume de água não ultrapasse sua capacidade de armazenamento ou drenagem (PASINI et al., 2012).

Quanto à função podem ser construídos em desnível, permitindo que a água seja escoada lentamente para fora da área protegida. Já os terraços nivelados são indicados para solos com boa permeabilidade e infiltração, onde a água infiltrada é convertida em umidade do solo. Contudo, a caracterização da umidade do solo pelo efeito do terraceamento é fundamental para uma conclusão clara de que os terraços podem afetar a dinâmica da água no solo, o que permite verificar a eficiência dos terraços na conservação da água (CHEN; WEI; CHEN, 2020).

4.3.2 Resultados sobre eficiência dos terraços

Em áreas com terraços, as perdas de solo podem ser reduzidas em até 80% e as de água em até 100% (PIRES; SOUZA, 2003). Nos entanto, alguns critérios são fundamentais e devem ser observados para sua utilização, especialmente em áreas declivosas, pois nem todos os solos podem ser terraceados com êxito, a exemplo de terrenos pedregosos, muito rasos ou com subsolo adensado (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2010).

Em estudos no sul do Brasil foram obtidos resultados de que os terraços de retenção (em nível) reduziram em 78% o escoamento total e quase 79% a vazão de pico, indicando que no plantio direto sem terraceamento ocorre um desequilíbrio hidrológico pela sua incapacidade em

controlar adequadamente o escoamento superficial e a erosão do solo (LONDERO et al., 2018). Em estudo mais recente, em média os terraços reduziram o escoamento em 56%, entretanto este valor pode ser maior em eventos menores (LONDERO et al., 2021).

Para o sistema de terraceamento, uma baixa eficiência no controle do escoamento está associada à pequena altura da crista do dique, a qual limita a capacidade de armazenamento de água no interior do canal. Observou-se que a baixa eficiência dos terraços ocorreu pelo seu subdimensionamento (MAGALHÃES, 2013). A maior parte da locação e implantação do sistema de terraceamento é realizada sem obedecer critérios de dimensionamento e precisão requerida para a obra, sendo estes os principais fatores responsáveis pela ineficiência do sistema no campo, que compromete o desempenho e coloca em risco as seções transversais, apresentando capacidade de acumulação real muito baixa ou até mesmo nula (GRIEBELER, 2009).

Comparando áreas em oito regiões do estado do Paraná com declividade média de 10,5% cultivadas em plantio direto com e sem terraceamento foi constatada redução nas perdas de solo pelo terraceamento variando de 9,7 a 10,2 t/ha, o que representa 70% de diminuição nos danos causados pela erosão (MICHELLON; REYDON; CHICATI, 2014).

A eficiência do sistema de terraceamento depende também da combinação com outras práticas complementares, como a rotação de culturas, cultivo em nível e manutenção de cobertura morta na superfície. O custo de implantação deste sistema é relativamente alto e por essa razão deve-se fazer um estudo criterioso, pois o rompimento de um terraço pode levar a destruição dos demais (PRUSKI, 2009).

4.4 MONITORAMENTO DE HIDROSEDIMENTOS

O monitoramento de água e sedimentos desempenha papel crucial no entendimento do funcionamento hidrológico, ecológico e geomorfológico dentro de um sistema. Reconhece-se que o gerenciamento sustentável requer uma estrutura de apoio sobre a dinâmica de sedimentos e suas interações em bacias hidrográficas, rios, várzeas, encostas, reservatórios e sistemas de drenagem (GUAN et al., 2018).

Segundo Francke et al. (2018), o monitoramento consiste em um conjunto de dados separados mediante a relação entre variáveis meteorológicas (temperatura, precipitação, radiação solar, umidade do ar), dados hidrológicos (vazão de água) e dados de sedimentos (turbidez, concentração de sedimentos em suspensão), assim como, dados espectrais de amostras de sedimentos em suspensão e áreas de origem do solo.

A água é um elemento importante do ciclo hidrossedimentológico, faz parte dos processos de intemperismo e erosão do substrato rochoso e pedológico, transportando e depositando sedimentos através do escoamento superficial e do fluxo de rios. Conseqüentemente, o ciclo hidrológico é articulado com outros ciclos de matéria e energia e deve ser analisado de acordo com a diversidade de seus componentes no sistema que os integra, que apresenta uma dinâmica pela magnitude espacial e temporal (ZANIN; BONUMA; CORSEUIL, 2018).

A técnica de amostragem de hidrossedimentos deve ter como foco o fluxo de água e sedimentos e ser representativa, considerando o espaço temporal (PORTERFIELD, 1977). Geralmente um número maior de amostragens em menor espaço de tempo têm a possibilidade de avaliar melhor os eventos de maiores intensidades de chuva e de escoamento, que são responsáveis por maiores produções de sedimentos (WALLING, 1990). Com base nos eventos de chuva é possível caracterizar a variação temporal na qualidade da água. Nesse sentido, ocorrem eventos de longa e curta duração, os quais possuem características diferentes em relação a produção de sedimentos, escoamento superficial e transporte de nutrientes. Desse modo, é importante a frequência de informações, em que na ausência de amostragens manuais se destaca a utilização de amostradores automáticos para a obtenção de dados. A automatização é contínua, sendo preconizada principalmente por estações meteorológicas automáticas e por sensores de nível e de turbidez da água escoada (LESSELS; BISHOP, 2019).

Para realizar medições das precipitações, utilizam-se pluviômetros como instrumento de medição da altura total precipitada, enquanto os pluviógrafos registram a altura precipitada em função do tempo, onde cada milímetro de chuva coletado corresponde a um litro de água por metro quadrado (DA SILVA et al., 2017). Os tipos de precipitação que ocorrem em uma área são distintos, em função da época do ano. As chuvas convectivas que predominam no período quente e úmido são frequentemente mais intensas, enquanto na estação fria e pouco úmida predominam chuvas frontais, que são uniformes e que podem se estender por todo o dia (ARCOVA; CICCIO; ROCHA, 2003).

O monitoramento do escoamento superficial pode ser realizado por medição manual ou de forma automatizada, com uso de linígrafos, que realizam a leitura da lâmina (altura) de água em calha medidora do fluxo de escoamento, conhecendo-se a relação preestabelecida entre a altura da lâmina da água e a vazão específica. Assim, os dados diante do intervalo de medições da lâmina de água são convertidos para vazão (MINELLA; MERTEN; MAGNAGO, 2011).

O monitoramento da turbidez da água, utilizando equipamentos específicos (turbidímetros), serve para a estimativa da concentração de sedimentos no fluxo, o que permite avaliar a frequência e a quantidade que os mesmos são perdidos em determinada área. Esta pode

ser dada pela dificuldade que um feixe de luz sofre ao atravessar a água, em observação da absorção e espalhamento da luz causada pelos sólidos em suspensão (silte, areia, argila, algas, detritos). A principal fonte de turbidez é a erosão dos solos, quando em época das chuvas as águas pluviais trazem uma quantidade significativa de material sólido para os corpos d'água (AMARAL et al., 2019). Contudo, as estimativas de sedimentos suspensos têm que ser exploradas com cautela, visto que as partículas possuem turbidez específica (SARI; CASTRO; KOBIYAMA, 2015).

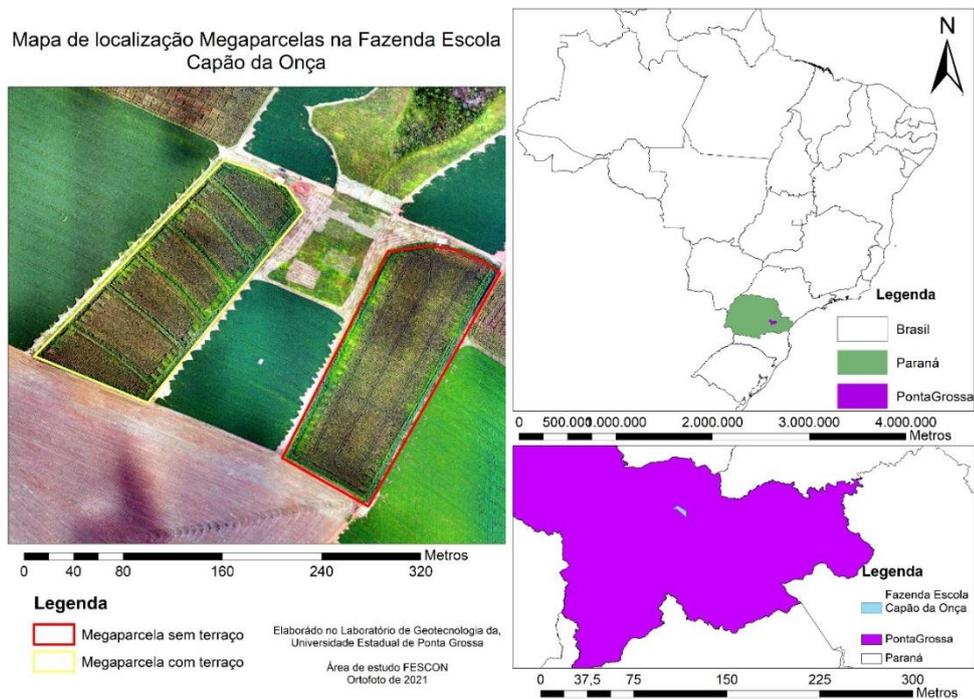
Embora as taxas de erosão do solo variem amplamente em qualquer conjunto específico de condições, as terras cultivadas tendem a produzir, em geral, taxas de erosão mais altas pelas frequentes atividades agrícolas (MERCHÁN et al., 2019), provocado consequências que causam redução na capacidade produtiva dos solos e consequentemente, reflexos negativos para a economia (MINELLA et al., 2010).

5 MATERIAL E MÉTODOS

5.1 LOCALIZAÇÃO DA ÁREA EXPERIMENTAL

O experimento foi conduzido na Fazenda Escola “Capão da Onça”, da Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG), localizada na região dos Campos Gerais, estado do Paraná, com coordenadas no ponto central de 25° 05’ 48” S e 50° 02’ 41” W, a 1.015 m de altitude média. O clima é do tipo Cfb segundo a classificação de Köppen, com temperatura média anual de 17,5 °C e precipitação média anual de 1.495 mm (IAPAR, 2009). A localização da área de estudo é demonstrada na Figura 1.

Figura 1 - Localização da área experimental



Fonte: Laboratório de Geotecnologia da Universidade Estadual de Ponta Grossa/PR.

5.2 DESCRIÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DOS TRATAMENTOS

O arranjo experimental foi composto por duas parcelas, sendo que na primeira foi adotado o tratamento constituído pelo sistema plantio direto e sem a prática mecânica de controle de escoamento superficial (sem terraços - ST). Já a segunda parcela, foi o mesmo manejo da ST, porém associado a prática mecânica para controle do escoamento (com terraços em nível - CT) (Figura 2).

As unidades experimentais tinham dimensões de 1,604 ha para a parcela CT e 1,476 ha para a parcela ST. O tratamento CT foi composto por seis terraços agrícolas de infiltração (em

nível), fechados em suas extremidades, de base média. Cada tratamento foi composto por uma unidade experimental, considerando as repetições como medidas repetidas no tempo. Nesse sentido, para cada evento de chuva ocorreu uma resposta diferente no fluxo de água e nas perdas de solo.

O histórico da área relata que, antes da instalação do experimento, a área era cultivada sem revolvimento do solo, sobre plantio direto, com as culturas de milho e soja no verão e aveia preta e trigo no inverno. Esporadicamente era feito o revolvimento do solo com escarificador para descompactação. Neste período não houve o emprego de práticas complementares de conservação de solo e água na área. Em 2019, foi realizada correção da acidez do solo com aplicação de calcário e em seguida realizada semeadura de aveia preta e, quando a mesma encontrava-se no estágio de perfilhamento, foi realizada uma operação mecânica de subsolagem para descompactação e homogeneização da área experimental. Após a subsolagem continuou-se o desenvolvimento da aveia preta em área total até completar seu ciclo e posteriormente foi dessecada para formação de biomassa ao solo. Este manejo antecedeu o cultivo do milho, que deu início a este experimento.

Figura 2 - Área experimental com a disposição dos tratamentos



Fonte: Laboratório de Geotecnia da Universidade Estadual de Ponta Grossa/PR.

O solo que constitui a área experimental é da ordem dos Latossolos, de textura média, originário a partir de sedimentos argilo-arenosos, profundo e com boa drenagem. Na Tabela 1

constam as informações da declividade média e dos atributos físicos e químicos do solo nas camadas de 0-0,1 e 0,1-0,2 m, nas parcelas CT e ST.

Tabela 1 - Caracterização da declividade da área e atributos físicos e químicos das unidades experimentais.

Trat	Declive %	Argila ----- kg/kg	Silte ----- kg/kg	Areia ----- kg/kg	pH KCl	P mg/dm ³	C orgânico g/dm ³	K -----Cmol/dm ³ -----	Ca+Mg
Camada 0-0,1 m									
CT	3-13	0,295	0,093	0,612	4,93	42,63	35,04	0,72	4,40
ST	3-12	0,276	0,083	0,641	5,14	58,48	37,86	0,62	4,96
Camada 0,1-0,2 m									
CT	3-13	0,318	0,067	0,615	4,54	5,41	30,37	0,24	2,96
ST	3-12	0,290	0,064	0,646	4,70	15,96	33,44	0,30	3,09

CT: Com terraço; ST: Sem terraço. Dados obtidos através da coleta de 36 pontos por parcela (n=36), em malha amostral de 18 x 22 m. Fonte: O autor.

5.3 INSTALAÇÃO E CONDUÇÃO DA ÁREA EXPERIMENTAL

Para a instalação do experimento foi selecionada uma encosta cultivada com culturas anuais em plantio direto, na qual havia uma linha natural de drenagem, de ordem zero, localizada no centro da área e no sentido do declive principal. Na encosta foram delimitadas duas parcelas, uma de cada lado da linha de drenagem, pareadas em relação ao plano altimétrico e tendo como base características hidrológicas, solo e relevo semelhantes. Para isso, foram realizados levantamentos topográficos com estação total e veículo aéreo não tripulado (vant), além de levantamento de solo por meio de tradagem, com intuito de estabelecer relações similares entre as parcelas no que tange a declividade, fluxos de água, formato e características de solo. Na Figura 3 são apresentadas as curvas de nível da encosta que serviram como base para alocação das parcelas no campo.

Figura 3 - Imagem da encosta com curvas de nível distanciadas em 2 m, utilizadas para o posicionamento das unidades experimentais. Ao centro, entre as unidades experimentais, encontra-se a linha de drenagem principal



Fonte: Laboratório de Geotecnologia da Universidade Estadual de Ponta Grossa/PR.

A delimitação das parcelas foi realizada em agosto de 2019, por meio da construção de camalhões de terra nos limites superior, inferior e laterais das unidades experimentais, de forma a não ocorrer contribuição do escoamento superficial proveniente da área externa a elas e que impedisse a saída de água das parcelas. No limite superior o camalhão foi feito com pequeno gradiente, evitando o acúmulo de água na área acima das parcelas. No limite inferior o camalhão foi alocado com declividade variando entre 2 a 3% e nos últimos cinco metros foi construída uma mureta para direcionar o fluxo de água para o exutório, ou seja, o ponto de menor cota da parcela.

Na parcela com uso da prática mecânica do terraceamento agrícola foram construídos seis terraços dispostos em nível (terraços de infiltração), de base média, com faixa de movimentação de terra de aproximadamente seis metros. Para a construção dos terraços foram utilizados um terracedor de dois discos para abertura do dique e um arado de discos para ampliação do dique e abertura do canal, mobilizado solo de cima para baixo e de baixo para cima. Posteriormente, os canais dos terraços foram finalizados com lâmina traseira acoplada no trator. Nesse período, foi semeada aveia preta nos terraços para estabilização do solo. As etapas do processo de construção dos terraços constam na Figura 4.

Figura 4 - Etapas da construção dos terraços. a) Construção do dique com terraceador de dois discos. b) Ampliação do dique e abertura do canal com arado de discos. c) Finalização do canal do terraço com lâmina traseira acoplada no trator. d) Semeadura de aveia preta para estabilização do solo nos terraços



Fonte: O autor.

Para o dimensionamento dos terraços, utilizou-se o software TERRAÇO 4.1®, do Grupo de Pesquisa em Recursos Hídricos (GPRH) da Universidade Federal de Viçosa (UFV), sendo o espaçamento determinado utilizando o critério de perda de solo por erosão, pelo método de Lombardi Neto et al. (1994), tendo como base o tipo de solo, uso, manejo e declividade do terreno, em conjunto com o critério hidrológico da capacidade dos canais dos terraços em armazenar água, considerando chuva de projeto para o município de Ponta Grossa e adotando período de retorno de 10 anos. Os terraços foram demarcados no campo com auxílio de nível óptico, utilizando o espaçamento vertical. A área de contribuição do escoamento superficial entre o último terraço e o exutório da parcela, onde foi instalada a estrutura de monitoramento, era de 1.954,88 m².

Em dezembro de 2019, na extremidade inferior das parcelas experimentais foi instalada uma calha medidora de escoamento do tipo H acoplada a um canal de aproximação de 3,80 m (Figura 5b), o que permitia quantificar a passagem do fluxo superficial em resposta aos eventos de chuva. A calha tinha altura de 0,762 m (2.5-foot) e capacidade máxima de medição de vazão de 550 L/s. Junto ao sistema medidor de escoamento foi instalada, em abril de 2020, uma estrutura composta por um container e uma extensão com telhado que servia como abrigo durante o monitoramento presencial das chuvas (Figura 5a).

Figura 5 - a) Representação gráfica da unidade de monitoramento do escoamento superficial; b) vista real da calha coletora de escoamento do tipo H com canal de aproximação.



Fonte: O autor.

Em cada calha foi instalado um linígrafo de pressão (modelo U20-001-XX-TI) para quantificação instantânea da altura do escoamento, com coleta e armazenamento automático dos dados. Também foi instalado um sensor de turbidez (turbidímetro modelo SL 2000-TS), para estimativa da concentração de sedimentos em suspensão a partir da luz infravermelha imune a cor da água. Esses equipamentos estavam acoplados a um datalogger onde eram armazenados os dados, este por sua vez, era alimentado por uma placa solar (conversor fotovoltaico) e uma bateria de 12v. Esses equipamentos foram produzidos pela empresa Solar Instrumentação LTDA, de fabricação nacional.

Para registro das precipitações pluviométricas foi utilizada estação meteorológica da Empresa BASF, a qual situava-se a uma distância de 1.150 m da área experimental. Por meio de um pluviógrafo automatizado era feito o registro da lâmina precipitada em intervalos de tempo de uma hora. Em adicional, no local do experimento foi instalado pluviômetro de leituras manuais e pluviógrafo de báscula (modelo S-RGF-M002) para registro da lâmina e da intensidade de precipitação decorrente das chuvas. Todos os equipamentos (pluviógrafo, linígrafos, turbidímetros e dataloggers) eram instalados e retirados a cada evento de precipitação monitorada, devido ao risco de furtos na área experimental.

As culturas foram implementadas da seguinte forma, a saber: o primeiro cultivo com o milho (*Zea mays*) (primavera-verão, safra 2019/2020), o segundo cultivo foi com plantas de cobertura do solo, composto pela aveia preta (*Avena strigosa*) (outono-inverno de 2020) e, no terceiro ciclo, com a cultura da soja (*Glycine max*) (primavera-verão, safra 2020/2021). As semeaduras ocorreram de forma mecanizada. As culturas receberam adubações, controle de plantas daninhas, pragas e doenças, conforme a necessidade. Na tabela 2, constam as características agrônômicas das culturas do milho, aveia preta e soja.

Tabela 2 - Características agronômicas das culturas do milho, aveia preta e soja.

Características	Milho	Aveia preta	Soja
Cultivar	AG9025 PRO3	IAPAR61	NS 5445 IPRO
Ciclo	Superprecoce	Longo	Precoce
Espaçamento	0,9 x 0,17 m	0,15 x 0,02 m	0,45 x 0,15 m
Época de semeadura	Outubro/2019	Julho/2020	Novembro/2020
Época de colheita	Junho/2020	Novembro/2020	Abril/2021
Sentido da semeadura	Em contorno no tratamento CT e contrário ao declive principal no ST	Em contorno no tratamento CT e contrário ao declive principal no ST	Em contorno no tratamento CT e contrário ao declive principal no ST

Fonte: O autor.

5.4 AVALIAÇÕES

As avaliações foram realizadas entre outubro de 2019 e maio de 2021, representando os três ciclos de culturas mencionadas no item anterior. Nesse período foram monitorados presencialmente os principais eventos de chuva, significativos em magnitude e com potencial de geração de escoamento superficial, visando quantificar as perdas de solo e água decorrentes do manejo adotado, e foram feitas avaliações nos canais dos terraços.

5.4.1 Monitoramento da precipitação e obtenção da erosividade das chuvas

Os dados de precipitação foram obtidos pela medida da lâmina precipitada e sua intensidade no tempo, com utilização de pluviômetro e pluviógrafo. O pluviômetro fornece a altura total precipitada durante a ocorrência de todo o evento, enquanto o pluviógrafo foi configurado para registro temporal a cada 10 minutos e serviu para a montagem dos hietogramas dos eventos que geraram escoamento superficial. Os hietogramas fornecem informações da distribuição da chuva no tempo e são importantes para investigar se a magnitude de intensidade da chuva se converte em maiores vazões e concentração de sedimentos em suspensão.

A erosividade das chuvas foi calculada a partir do conjunto de dados mensais de precipitação através da equação 1, conforme Rufino et al. (1993).

$$RC = p^2/P \quad (1)$$

Onde: RC é o coeficiente de relação da chuva; p é a precipitação pluvial mensal (mm); e P a precipitação pluvial média anual (mm).

O coeficiente de chuva acima considera as precipitações mensais e anual, e para o estado do Paraná estão descritas oito equações de correlação divididas por regiões, com Ponta Grossa situada na região sete, a qual a variável independente é o coeficiente de chuva (RC) que possibilita obter a erosividade do mês específico, conforme equação 2:

$$Y = 93,29 + 41,20 RC \quad (2)$$

Onde: Y é o índice de erosividade mensal das chuvas (MJ mm/ha h).

Portanto, neste estudo foram gerados valores mensais de erosividade (MJ mm/ha h) e a partir disso foram produzidos dados por cultivo considerando a fração do índice de erosividade correspondente ao período de cada ciclo vegetal. Os dados de precipitação foram fornecidos pela empresa Basf (Badische Anilin & Soda Fabrik), os quais serviram para o registro das chuvas diárias, acumulado mensal e por cultivo, e assim ser possível realizar as determinações de erosividade.

5.4.2 Monitoramento do escoamento superficial

O escoamento superficial foi monitorado de forma automatizada, por meio do sensor de nível linígrafo de pressão, o qual foi instalado no poço localizado na lateral da calha H e programado para realizar medidas em intervalos de 2 minutos. Para isso, o sensor linígrafo foi calibrado previamente para converter o sinal de milivolt (mV) para altura em metros de coluna de água. Os níveis de lâmina de água foram convertidos para vazão Q, sendo necessário conhecer a equação da calha H, conforme equação 3.

$$Q = 0,042446953 - 0,90725263 H^{0,4} + 108,676075 H^{1,4} + 937,5943603 H^{2,5} \quad (3)$$

Onde: H representa a altura da lâmina de água (m); Q é a vazão (L/s).

Ao mesmo tempo em que se realizou o monitoramento automatizado, também foram feitas medidas manuais de altura do fluxo na calha H dos eventos monitorados presencialmente, com intervalos de medidas variando de 3 a 5 minutos, com auxílio de régua graduada. É importante salientar que, para os eventos de precipitação que geraram baixo fluxo de escoamento, a vazão foi obtida de forma direta, calculando o tempo necessário para encher um frasco de volume conhecido. Isso foi necessário devido a pouca precisão da calha H em quantificar baixas vazões (< 0,0510 L/s).

Dessa forma, a partir dos registros das taxas de escoamento superficial em função do tempo, foram gerados hidrogramas e realizado o cálculo do volume total de escoamento

superficial, por meio da integração das taxas instantâneas de escoamento. Os hidrogramas consistem em uma representação gráfica, em que o eixo das ordenadas é representada pela vazão e o eixo das abscissas pelo tempo.

Para todos os eventos de chuva que produziram escoamento superficial foram mensurados os picos de vazão, através de medidas manuais de leitura da altura máxima escoada atingida na calha H medidora de vazão.

5.4.3 Monitoramento da erosão hídrica

Na seção de monitoramento, isto é, na calha H medidora de escoamento, foi acoplado o sensor de sedimentos/turbidímetro com leituras em intervalos de 2 minutos, permitindo a aquisição dos dados de turbidez da água escoada. Dessa maneira, a concentração de sedimentos em suspensão pôde ser estimada por meio dos índices de turbidez previamente calibrados aos dados de concentração de sedimentos.

Além do registro automatizado, também foram coletados frascos com capacidade de 0,5 L em intervalos variando de três a cinco minutos, durante os eventos monitorados presencialmente com geração de escoamento. O número e intervalo de tempo das coletas ocorreu no mesmo tempo das medidas manuais de vazão na calha H e variava de acordo com a velocidade de ascensão e descida do fluxo durante o escoamento superficial. Salienta-se que essas medições manuais são importantes para verificação e calibração dos valores registrados nos equipamentos automáticos, sendo também uma medida de segurança na falha de registros desses equipamentos durante os eventos de escoamento superficial. A coleta da concentração de sedimentos em suspensão permitiu a determinação da massa total de sedimentos perdidos durante o evento da ocasião.

Para isso, as amostras de escoamento coletadas a campo (Figura 6), foram encaminhadas para o Laboratório de Física do solo da UEPG para processamento e quantificação da massa de sedimentos e correção dos sólidos dissolvidos presentes na água escoada, seguindo a metodologia da evaporação de Shreve e Downs (2005). A produção de sedimentos (perdas de solo) foi determinada a partir dos dados de vazão (Q) e de concentração de sedimentos em suspensão (CSS), equação 4. Dessa forma, a perda de sedimentos foi calculada pela integração das taxas instantâneas de perdas de solo durante toda a duração do escoamento superficial.

$$PS = \sum (CSS * Q) \quad (4)$$

Onde: PS: produção de sedimentos; CSS: concentração de sedimentos em suspensão; Q: vazão.

A seguir está apresentado o passo a passo do método da evaporação que foi empregado na determinação da concentração de sedimentos em suspensão.

1° passo – Ao chegar no laboratório com as amostras de escoamento, a parte externa dos vidros era limpa e em seguida realizada a primeira pesagem sem tampa, referindo-se ao peso bruto da amostra;

2° passo – As amostras ficavam em uma bancada por no mínimo uma semana (7 dias), para decantação dos sedimentos; passado o período era retirado 20 mL do líquido suspenso e transferido para um becker de 50 mL, para correção dos sólidos solúveis dissolvidos.

3° passo – O becker contendo 20 mL do líquido em suspensão era levado a estufa a 105 °C por 24 horas e em seguida era retirado com uma pinça e colocado no dessecador por 2 horas para ser resfriado, em seguida era pesado.

4° passo – O restante da solução do vidro original era succionado (mangueira) e descartado, mantendo apenas os sedimentos decantados e aproximadamente 1 cm de lâmina da solução do vidro para acelerar o procedimento de evaporação; na sequência eram transferidos para um Becker maior e colocados na estufa à 105 °C. Posteriormente, era pesado denominando a segunda pesagem.

5° passo – Na sequência, os beckers (do 4° passo) eram lavados e colocados na estufa a 105 °C até serem secos e conseqüentemente eram pesados (tara).

6° passo – Os beckers contendo as amostras do sedimento em suspensão eram levados a estufa a 105° C por um período de 48 horas, após secos eram colocados em um dessecador por três horas para serem resfriados.

A partir dessas análises foram gerados gráficos individuais de sedimentogramas, para cada evento de chuva com geração de escoamento superficial. Esse tipo de análise representa a variação da concentração de sedimentos no tempo, sendo influenciada pela vazão.

Figura 6 - Coleta do escoamento superficial para quantificar a concentração de sedimentos em suspensão.



Fonte: O autor.

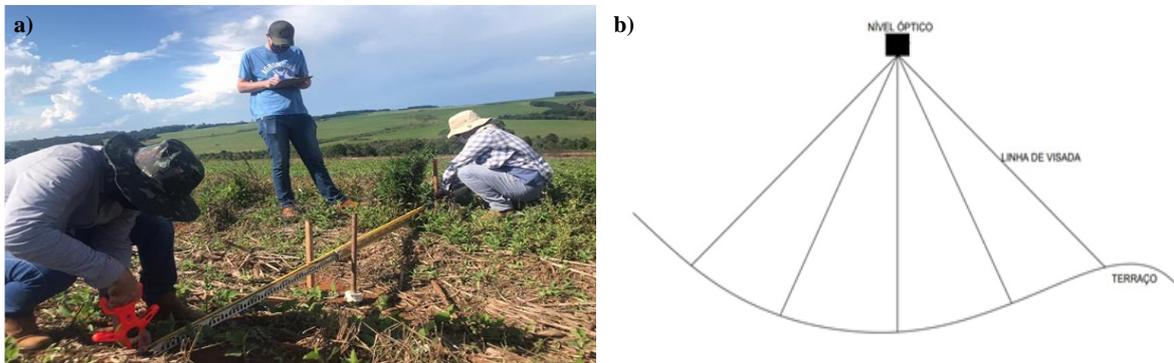
5.4.4 Avaliações dos canais dos terraços

5.4.4.1 Seção transversal dos terraços

Foi realizada medição da seção transversal dos canais dos terraços em quatro períodos, sendo a 1ª avaliação no início do cultivo do milho (novembro de 2019); 2ª após a colheita do milho e semeadura da aveia (junho de 2020); 3ª após o manejo da aveia e semeadura da soja (outubro de 2020); e 4ª após a colheita da soja (maio de 2021). Portanto, após cada avaliação foi considerada uma nova seção para posteriores cálculos dos sedimentos retidos e da lâmina de água represada nos canais dos terraços.

Para as avaliações foi considerado o formato dos canais como triangular e foram mensuradas as suas dimensões, representada pela altura (diferença de cota entre o topo do dique e o fundo do canal), obtida com nível óptico, e pela sua base (distância horizontal) obtida com auxílio de régua de madeira, trena e nível de bolha (Figura 7a). As medidas foram realizadas em cinco locais distintos e equidistantes entre si ao longo do comprimento do canal de cada um dos seis terraços, como representado na Figura 7b. Dessa forma, foi possível verificar a variação da seção ao longo do tempo e, conseqüentemente, da capacidade dos terraços de represar o escoamento superficial. O cálculo para obtenção da seção dos canais dos terraços é representado pela Equação 5.

Figura 7 - a) Representação da medida da base do canal dos terraços; b) Representação esquemática do levantamento de dados de um terraço, que é representado por cinco pontos equidistantes, onde foram feitos os perfis das seções. Fonte: Adaptado de PRUSKI, 2009.



Fonte: O autor.

$$S = \frac{B * h}{2} \quad (5)$$

Onde: S representa a seção transversal (m^3/m ou m^2); B a base do canal (m); h a altura (m).

5.4.4.2 Lâmina de água e sedimentos retidos nos canais dos terraços

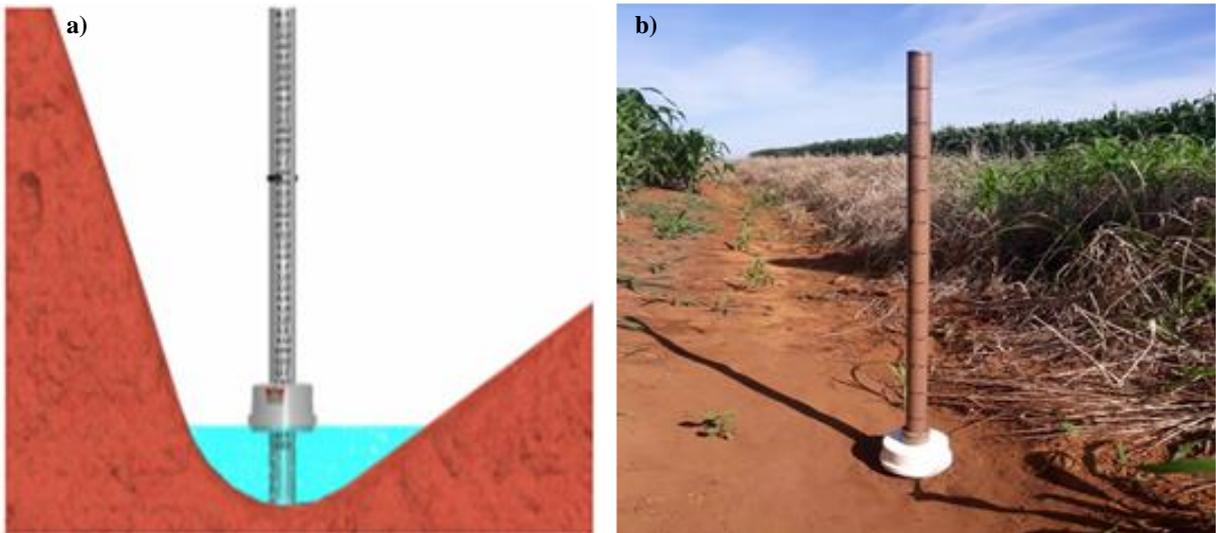
Em dois locais distintos dentro de cada um dos canais dos terraços foram instalados medidores de nível, composto por uma haste guia, com marcação em centímetros (cm), uma boia e um anel. A haste guia tinha a função de direcionar o anel que era elevado pela boia acompanhando o nível da água, em função dos eventos de precipitação com geração de lâmina de escoamento superficial nos canais dos terraços. Esses medidores foram construídos e adaptados de acordo metodologia proposta por Paula e Pruski (2007), conforme Figura 8.

Os medidores foram fixados em uma profundidade de 10 cm do solo, mantendo-os nivelados e deixando a base da boia apoiado ao solo. Durante o evento de chuva, a boia acompanhava o nível da água que estava subindo e levava o anel marcador. Após o escoamento superficial, a boia descia conforme ia ocorrendo a infiltração da água nos terraços, assim, foi possível verificar a altura máxima de água represada e infiltrada nos canais dos terraços. O cálculo para obtenção do armazenamento máximo efetivo de água no canal do terraço é apresentado na equação 6.

$$Ve = Am * CT \quad (6)$$

Onde: Ve: volume de armazenamento máximo efetivo (m^3); Am: área média molhada da seção do canal do terraço (m^2); CT: comprimento do terraço (m).

Figura 8 - a) Anel medidor de lâmina de água e boia de sedimentação nos canais dos terraços; b) vista do medidor em operação no canal do terraço.



Fonte: a) Paula e Pruski (2007); b) O autor.

Ao final de cada ciclo de cultivo foi avaliada a retenção de sedimentos no fundo dos canais dos terraços. Para isso, era feito o registro da elevação da base da boia na superfície do solo. Posteriormente, eram coletados cinco anéis volumétricos por terraço para obtenção da densidade do solo e realização dos cálculos dos sedimentos retidos. A amostragem foi realizada na profundidade da altura máxima de sedimentos retidos no canal, utilizando um cano de PVC que era cortado até a profundidade da sedimentação no fundo do canal. No laboratório, era retirado o solo do anel de PVC e levado a estufa para secagem em temperatura de 105 °C. O cálculo para obter a densidade está representado na equação 7 e o de sedimentos retidos na equação 8.

$$D_s = M_s/V \quad (7)$$

Onde: D_s é a densidade do solo (kg/m^3); M_s é a massa de solo seco (kg); V é o volume do anel (m^3).

$$PC = D_s * V_s \quad (8)$$

Onde: PC é a perda de solo no canal (kg); D_s é a densidade do solo (kg/m^3); V_s é o volume de sedimentos no canal (m^3).

5.5 ANÁLISE DE DADOS

Para análise dos dados foram gerados hidrogramas e sedimentogramas, para representação comparativa entre os dois tratamentos, já que contemplam a presença e ausência de terraços agrícolas. Dessa forma, para cada evento de chuva que gerou escoamento superficial foi observada uma resposta diferente no fluxo de água e sedimentos em suspensão.

Foram geradas regressões lineares das dimensões dos canais dos terraços em função do tempo, das precipitações e do índice de erosividade, e regressões da retenção de sedimentos nos canais em função da precipitação e erosividade das chuvas. Correlações do tipo linear de Pearson entre a seção transversal, altura e comprimento da base dos terraços em correspondência a declividade do terreno e textura do solo (areia, silte e argila) também foram efetuadas. Dessa forma, foi possível explicar as variáveis que influenciaram na redução das dimensões dos canais e na retenção de sedimentos nos terraços.

Os dados também foram submetidos a estatística descritiva para averiguação da média, mediana, quartis, análise de distribuição por box-plot e presença de outliers. As análises foram realizadas no software R (R Core Team, 2021).

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 MONITORAMENTO DA PRECIPITAÇÃO E EROSIVIDADE DAS CHUVAS

Na Tabela 3 são apresentados os valores das precipitações diárias e mensais e a erosividade mensal das chuvas durante o período de condução do experimento, entre outubro de 2019 e maio de 2021. A partir da instalação da calha H medidora de vazão, em dezembro de 2019, foram registrados seis eventos de precipitação que resultaram em geração de escoamento superficial sobre os diferentes tratamentos. Nos quatro primeiros, que ocorreram em 16/12/2019, 16/01, 26/02 e 06/04 de 2020, foi possível registrar apenas as vazões de pico de escoamento pelo fato de que o abrigo para o monitoramento presencial e os equipamentos automáticos ainda não estavam instalados e disponíveis. Neste caso, a vazão de pico foi computada pelo registro da marca na calha H da altura máxima escoada, anotado no dia posterior ao evento de precipitação. Nos eventos que ocorreram em 30/06/2020 e 30/01/2021, toda a estrutura já estava instalada e foi possível obter as variáveis relacionadas ao escoamento superficial e erosão hídrica através do monitoramento presencial. Ressalta-se que foram acompanhados outros eventos de precipitação, principalmente com previsão de altura ou intensidade elevadas, e em outros, os equipamentos automatizados eram instalados no campo. Sendo assim, os eventos de chuva com potencial de geração de escoamento foram monitorados, de forma presencial e/ou automatizada.

Tabela 3 - Precipitação diária, total e erosividade ocorridas entre outubro de 2019 e maio de 2021, em Ponta Grossa/PR.

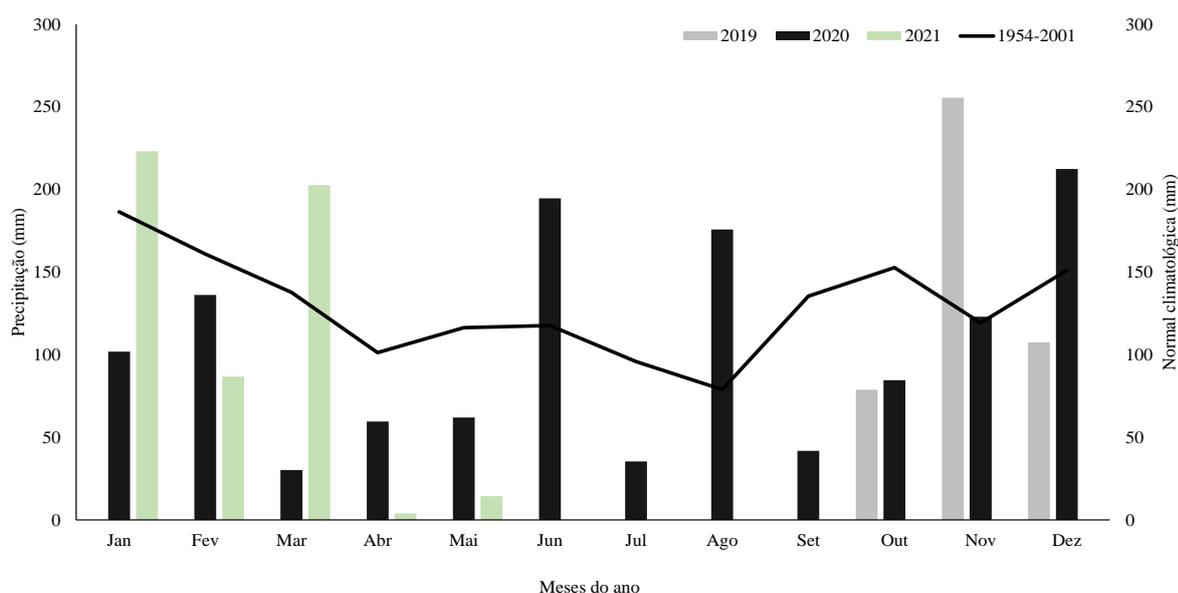
	10/19	11/19	12/19	01/20	02/20	03/20	04/20	05/20	06/20	07/20	08/20	09/20	10/20	11/20	12/20	01/21	02/21	03/21	04/21	05/21
Dia	Precipitação diária (mm)																			
1	0,0	0,0	11,2	0,0	9,6	0,2	0,6	1,6	0,4	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	40,4	25,6	0,8	18,2	0,0	0,0
2	0,0	0,0	0,0	5,6	33,4	1,4	7,4	0,2	15,0	0,2	0,2	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	1,0	19,0	0,2	0,2
3	0,0	30,2	1,2	0,0	0,2	0,4	0,2	0,2	0,2	0,0	0,4	0,2	2,4	3,6	15,6	0,0	0,0	59,0	0,2	0,0
4	0,0	0,2	0,0	22,0	0,0	0,6	0,0	0,0	10,8	0,2	0,0	0,0	0,8	0,0	0,2	2,4	9,0	2,2	0,0	0,0
5	0,4	27,6	40,0	0,0	1,2	0,0	0,0	0,0	7,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	27,4	9,6	0,2	8,8	0,0	0,0
6	19,8	0,2	0,2	0,2	2,0	0,2	32,2	6,0	11,4	5,8	0,0	0,0	0,0	0,0	5,2	2,0	0,0	0,8	0,2	0,2
7	4,6	2,8	0,2	6,8	0,8	0,2	0,0	0,0	0,4	4,4	0,2	0,0	2,4	0,0	0,2	6,2	0,0	5,6	0,0	0,0
8	0,0	0,2	0,0	0,0	2,6	0,0	0,0	0,4	5,6	2,6	0,0	0,0	9,2	0,0	0,0	3,8	0,0	0,0	0,2	0,0
9	0,0	0,0	5,6	0,0	11,0	0,4	0,2	0,2	23,6	0,2	0,2	0,0	19,4	4,0	7,4	0,2	0,0	0,4	0,0	0,0
10	0,4	60,0	0,0	3,4	0,0	0,4	0,0	0,2	26,4	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,2	0,0
11	0,2	0,4	0,8	11,6	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	39,2	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0	0,0
12	0,0	0,0	1,0	0,0	0,2	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	1,8	0,0	0,0	5,6	0,4	0,0	5,2
13	0,0	16,8	0,0	0,0	0,2	0,2	0,0	5,8	0,0	0,0	12,4	0,0	0,0	0,2	5,4	0,0	7,2	1,2	0,0	4,0
14	27,4	25,6	0,0	0,0	0,0	0,0	18,4	0,2	0,0	7,4	0,0	0,0	0,0	0,0	4,0	0,0	1,6	0,0	0,2	0,4
15	1,0	0,2	0,2	0,8	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,4	48,6	0,0	0,0	0,0	9,8	0,6	4,8	0,2	0,2	0,0
16	0,0	0,2	26,8	23,8	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,2	19,4	0,0	0,0	0,4	4,8	0,2	3,8	1,2	0,0	0,0
17	0,0	0,0	3,2	0,0	1,6	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	10,4	0,0	0,0	6,6	23,0	18,4	0,0	1,8	0,8	0,0
18	2,8	0,0	0,4	0,2	0,2	16,0	0,0	0,0	0,4	0,2	22,4	0,0	0,0	16,6	0,6	13,8	0,0	0,4	0,2	0,0
19	0,2	0,0	1,4	0,2	0,4	1,8	0,0	0,0	0,0	0,4	37,8	0,0	0,0	2,0	14,8	12,6	0,0	0,0	0,0	0,0
20	0,0	0,0	13,2	0,0	0,2	0,2	0,0	0,0	0,0	0,4	17,4	0,0	1,6	0,0	2,0	62,2	0,2	1,4	0,0	0,0
21	8,8	0,0	0,8	0,0	14,6	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	5,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,2	0,0	0,0	0,0
22	0,2	0,0	1,2	1,4	0,2	0,0	0,0	44,4	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	1,2	0,0	0,0	0,0	3,8
23	0,0	37,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,2	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	9,8	0,0	0,0	0,4	0,4
24	0,0	0,2	0,0	0,2	0,0	0,2	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	4,0	0,0	0,0	0,6	28,2	24,8	0,0	0,2
25	0,0	0,0	0,0	0,2	20,6	0,0	0,0	0,0	34,4	0,0	0,0	0,2	0,2	0,0	0,0	20,8	9,4	0,2	0,4	0,0
26	0,0	13,2	0,0	0,0	37,0	0,0	0,0	0,2	14,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,4	0,0	0,8	0,0	5,6	0,0	0,0
27	9,0	35,4	0,0	0,2	0,0	0,2	0,0	0,0	16,0	0,0	0,0	5,6	0,0	22,8	0,0	8,2	7,6	37,4	0,0	0,0
28	0,4	5,4	0,0	5,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	7,0	0,2	35,6	0,0	0,0	29,6	1,2	6,4	10,4	0,2	0,0
29	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	6,8	0,0	0,0	0,0	4,6	0,0	0,2	26,8	19,6	0,0	2,8	0,0	0,0	0,2	0,0
30	3,6	0,0	0,0	19,4	-	0,2	0,0	0,0	28,0	0,0	0,0	0,0	17,4	5,6	0,0	16,0	-	3,4	0,2	0,0
31	0,0	-	0,0	0,0	-	0,4	-	0,0	-	0,0	0,0	-	0,0	-	22,0	3,8	-	0,2	-	0,0
PT	78,8	255,6	107,4	101,8	136,2	30,2	59,6	62,0	194,6	35,4	175,8	41,8	84,6	123	212,4	223,2	86,8	202,6	3,8	14,4
EI ₃₀	258	1.825	399	368	585	117	187	195	1.097	127	913	140	283	494	1.289	1.414	283	1.182	94	99

PT: precipitação total (mm); EI₃₀: erosividade (MJ mm/ha h); Em vermelho: precipitação com geração de escoamento superficial. Fonte: BASF. Fonte: O autor.

Em relação à altura máxima diária das chuvas, nota-se que em vinte e um meses de estudo, ocorreu um total de 304 eventos de precipitação, sendo que 97 destes foi com lâmina de até 0,2 mm (considerado grande parte como orvalho), enquanto outros 138 eventos apresentaram intervalo > 0,2 até 10 mm, outros 54 tiveram entre os intervalos > 10 a 30 mm, seguido de 15 eventos que estiveram entre intervalos > 30 até 50 mm, enquanto somente 3 eventos foram superiores a 50 mm (Tabela 3). Dessa forma, foi observado que durante o período ocorreram chuvas irregulares e mal distribuídas, além de baixas intensidades na região, o que colaborou com baixas condições de umidade do solo antecedente as chuvas, proporcionando poucas condições para a geração de escoamento superficial.

Na Figura 9 são apresentadas as precipitações mensais ocorridas no período e a normal climatológica entre os anos de 1954-2001 (IAPAR, 2001) para o município de Ponta Grossa/PR. Destaca-se o mês de novembro de 2019 como a maior precipitação acumulada, de 255,6 mm, seguido de junho de 2020 com 194,6 mm, agosto de 2020 com 175,8 mm, dezembro de 2020 com 212,4 mm, janeiro de 2021 com 223,2 mm e março de 2021 com 202,6 mm. Nestes meses foram registradas chuvas acima da média histórica. Os meses com as menores precipitações acumuladas ocorreram em março, julho e setembro de 2020, com registro respectivamente de 30,2, 35,4 e 41,8 mm, e nos meses de abril e maio de 2021, com registro de 3,8 e 14,4 mm, respectivamente. Com isso, dos vinte e um meses observados, seis deles tiveram chuvas acima da média, um mês próximo a média histórica (novembro/2020) e quatorze meses com chuvas abaixo do esperado.

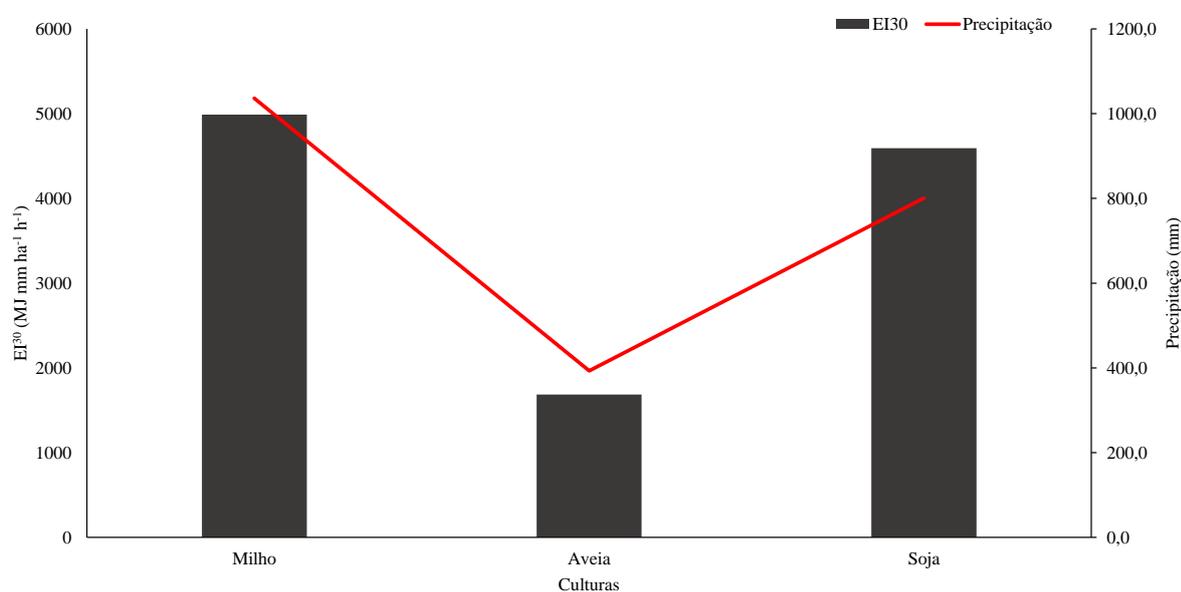
Figura 9 - Precipitação durante os meses de condução da pesquisa (outubro de 2019 a maio de 2021) e normal climatológica entre 1954 a 2001, para Ponta Grossa (PR).



Fonte: O autor.

Na Figura 10 são apresentados os valores de precipitação e erosividade das chuvas durante os três ciclos de cultivo. Foram observadas precipitações muito abaixo do esperado em relação a normal climatológica, a saber: para o período do cultivo do milho (11/10/2019 a 09/07/2020), notou-se redução de 633 mm, para a aveia preta (10/07/2020 a 16/11/2020) redução de 333 mm, enquanto o cultivo da soja (17/11/2020 a 24/05/2021) observou-se uma defasagem de 439 mm. Isso correspondeu a um déficit de precipitação de 1.405 mm em relação ao esperado para o período do estudo.

Figura 10 - Representação da precipitação pluviométrica e erosividade das chuvas (EI30) ocorridas durante o período do cultivo do milho, aveia preta e soja em Ponta Grossa, PR, entre outubro de 2019 e maio de 2021.



Fonte: O autor.

Com isso, grande parte das precipitações foram marcadas por registros abaixo da média da região, devido a ocorrência do fenômeno La Niña, que têm como características alturas de chuvas abaixo das normais climatológicas no sul do Brasil, além dos efeitos evidentes na magnitude das intensidades. Estas foram as principais causas da ocorrência de poucos eventos de chuva com geração de escoamento superficial.

Quanto a erosividade das chuvas, o mês de novembro de 2019 foi o que resultou em maior valor do índice, de 1.825 MJ mm/ha h, seguido dos meses de dezembro de 2020, janeiro e março de 2021 (Tabela 3), coincidindo com os meses de maiores precipitações. Geralmente esses são os períodos de maiores instabilidades pluviométricas devido a predominância de chuvas convectivas, com característica de maior altura pluviométrica em curto período de

tempo de duração da chuva, apresentando maior diâmetro médio e velocidade de queda das gotas e, conseqüentemente, maior energia (CORREA; GALVANI, 2017). Alta erosividade (> 700 a 1.000 MJ mm/ha h) foi constatada no mês de agosto/2020, e muito alta (> 1.000 MJ mm/ha h) nos meses de novembro/2019; junho/2020; dezembro/2020; janeiro/2021; e março/2021, de acordo com a classificação de Santos (2008).

Durante os ciclos houve maior erosividade das chuvas no período do cultivo do milho, com 4.988,87 MJ mm/ha h, seguida pela soja com 4.591,53 MJ mm/ha h, e o menor valor no cultivo da aveia preta, com 1.685,49 MJ mm/ha h (Figura 10), o que corrobora aos meses em que houve menores alturas de precipitação. Todas as culturas juntas somaram um total de 11.265,89 MJ mm/ha h. A respeito do cultivo de outono/inverno (aveia preta) a erosividade foi menor em 64,81% em relação a média dos cultivos de primavera/verão (milho e soja). Essa é uma tendência cada vez mais comum na região de as erosividades das chuvas se concentrarem nas estações mais quentes do ano.

6.2 AVALIAÇÃO DOS TERRAÇOS

6.2.1 Espaçamento entre terraços e características da área de contribuição do escoamento

Na tabela 4 são apresentadas as informações do espaçamento vertical (EV), espaçamento horizontal (EH) e comprimento dos terraços (CT), declividade média (DM) da área de contribuição (AC) e seus teores médios de argila, silte e areia.

Tabela 4 - Características físicas da área de contribuição dos terraços.

Terraço	EV	EH	CT	DM	AC	Argila	Silte	Areia
	----- m -----			%	m ²	----- kg/kg -----		
T1	1,71	28,0	82,7	6,11	2.314,13	0,35	0,08	0,56
T2	3,18	41,1	78,8	7,73	3.236,83	0,34	0,08	0,58
T3	2,92	31,4	78,8	9,29	2.477,36	0,31	0,08	0,61
T4	3,42	32,9	76,6	10,42	2.516,99	0,27	0,10	0,63
T5	2,88	25,2	75,8	11,43	1.910,11	0,26	0,07	0,67
T6	2,93	22,2	73,5	13,19	1.629,95	0,26	0,06	0,68

A numeração dos terraços corresponde a sua posição, em ordem crescente, na direção da extremidade inferior da parcela experimental. Fonte: O autor.

Os comprimentos dos canais dos terraços variaram entre 73,5 e 82,7 m e foram menores nos terraços T5 e T6. A declividade da área de contribuição do escoamento para os terraços variou de 6,11 a 13,19% e aumentou no sentido da extremidade inferior da parcela, o que influenciou no dimensionamento do espaçamento entre os terraços e resultou em menores

distâncias entre eles e menor área de contribuição nas maiores declividades. Os teores de argila variaram de 0,26 a 0,35 kg/kg e foram maiores na direção da extremidade superior das parcelas, enquanto os maiores teores de areia foram encontrados na parte inferior (entre os terraços T5 e T6), variando, no geral, entre 0,56 a 0,68 kg/kg.

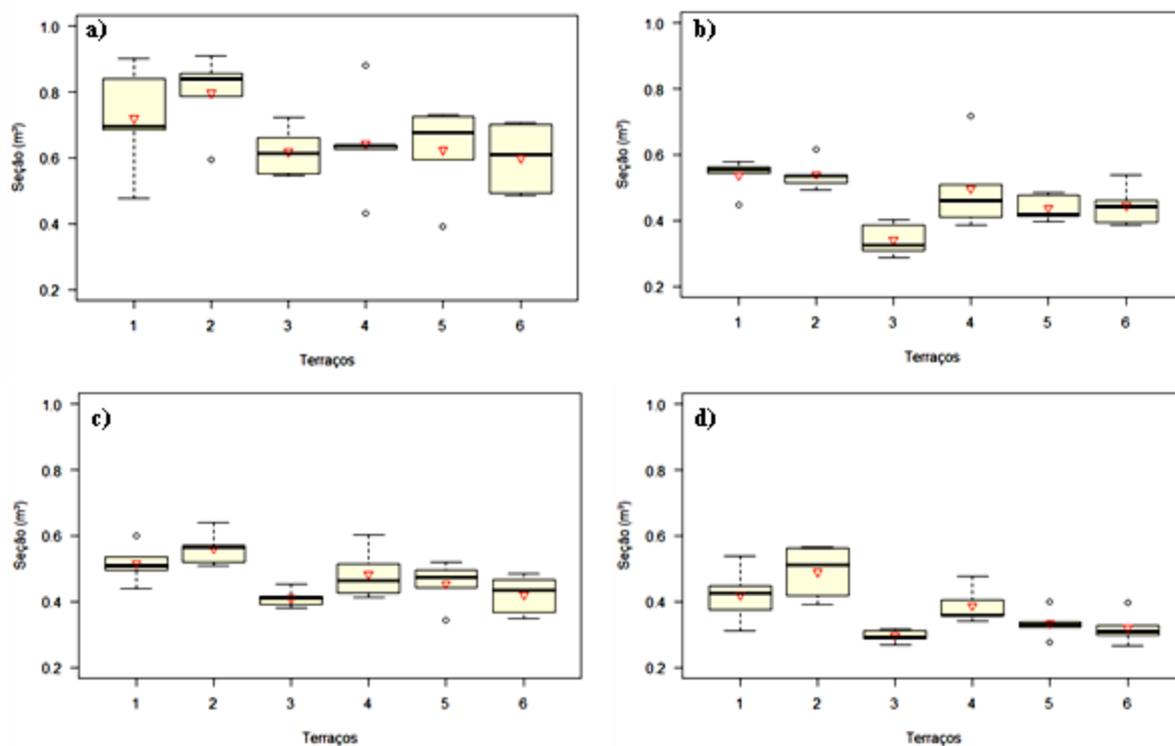
Os autores Silva; De Maria (2011) enfatizam que as chuvas quando não controladas convenientemente, desagregam o solo e arrastam de maneira mais acentuada quando há aumento crescente da declividade do terreno, podendo ser a causa de danos irreparáveis nas lavouras, prejudicando a própria conformação do terreno. Com isso, os terraços foram dimensionados com menor espaçamento em função do aumento da declividade, reduzindo a área de contribuição do escoamento para os terraços.

Os maiores teores de areia na extremidade inferior, nos últimos terraços, pode representar rápida desagregação o que é favorável a ocorrência do escoamento superficial com transporte de grandes materiais erodidos (DE OLIVEIRA COSTA et al., 2019).

6.2.2 Seção transversal dos terraços

Na Figura 11 são apresentados os dados da análise descritiva, por meio de box plot, da seção transversal dos canais dos terraços, avaliados em quatro períodos distintos durante a condução do experimento. Na Figura 11a consta a primeira avaliação, realizada no início do cultivo do milho (01/11/2019). Foi constatada grande variabilidade na seção dos canais dos terraços, tanto das medidas realizadas dentro de cada terraço, quanto entre os diferentes terraços. No geral, em valores absolutos as seções mínimas e máximas observadas foram respectivamente de 0,39 e 0,91 m³/m (lê-se: metros cúbicos por metro de comprimento de canal do terraço). Os terraços 1 (T1) e 2 (T2) apresentaram as maiores seções médias, sendo respectivamente 0,72 e 0,80 m³/m. Os terraços 3 (T3), 4 (T4), 5 (T5) e 6 (T6) apresentaram seções médias de 0,62; 0,64; 0,62 e 0,60 m³/m, respectivamente. As maiores amplitudes ocorreram no T1 e T4, variando de 0,48 a 0,90 m³/m e de 0,43 a 0,88 m³/m, respectivamente.

Figura 11 - Box plot com análise descritiva da seção transversal dos canais dos terraços, em avaliações realizadas em quatro períodos distintos. a) No início do cultivo do milho, em 01/11/2019. b) No início do cultivo da aveia preta, em 11/07/2020. c) No início do cultivo da soja, em 09/12/2020. d) Após a colheita da soja, em 24/05/2021.



Fonte: O autor.

Na Figura 11b são apresentadas as medidas das seções da segunda avaliação, realizada no início do cultivo da aveia preta (11/07/2020). As seções tiveram redução em relação a avaliação inicial, registrando-se valores mínimos e máximos respectivamente de 0,29 e 0,72 m³/m. T1 e T2 mantiveram as maiores seções médias, ambas com 0,54 m³/m. T3 apresentou a menor seção média, de 0,34 m³/m, enquanto T4, T5 e T6 tiveram médias de 0,50; 0,44 e 0,44 m³/m, respectivamente. Maior amplitude foi constada em T4, variando entre 0,39 e 0,72 m³/m.

Na Figura 11c são apresentadas as medidas da seção dos terraços avaliada no início do cultivo da soja (09/12/2020). As seções apresentaram tendência de diminuição da capacidade de armazenamento e houve redução da amplitude entre os valores mínimos e máximos observados, sendo respectivamente 0,34 e 0,64 m³/m. T1 e T2 apresentaram as maiores seções, respectivamente de 0,52 e 0,56 m³/m, seguido por T4, T5, T6 e T3, com valores respectivos de 0,48; 0,45; 0,42 e 0,41 m³/m.

Na Figura 11d são apresentadas as medidas da quarta avaliação, realizada após a colheita da soja (24/05/2021). Os valores finais observados ficaram muito abaixo em relação ao início das avaliações, com variação mínima e máxima respectivamente de 0,26 e 0,57 m³/m e valores

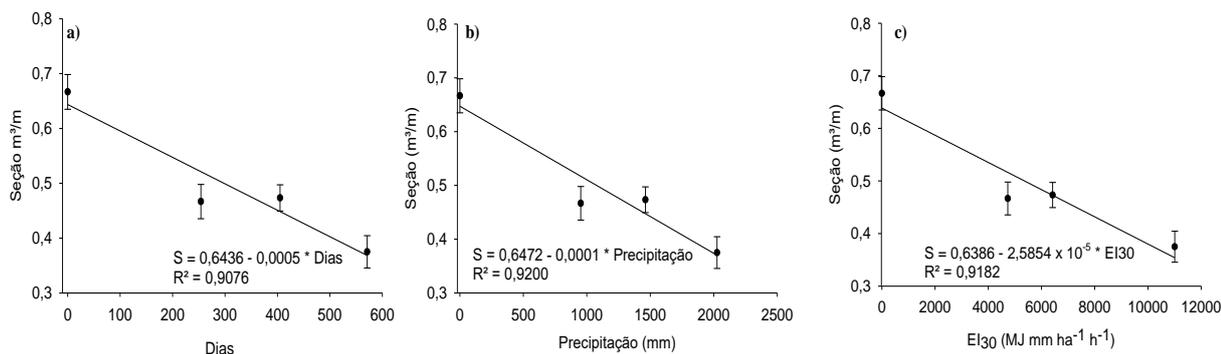
médios de 0,42; 0,49; 0,30; 0,39; 0,33 e 0,32 respectivamente do T1 ao T6. Maior amplitude foi observada no T1, com variação de 0,31 a 0,54 m³/m.

Dentre as causas que contribuíram para redução da seção dos terraços pode-se associar ao aumento da declividade da superfície do terreno no sentido do comprimento de rampa na parcela (encosta de formato convexo). Han et al. (2021) em seus resultados experimentais indicam que a capacidade de transporte de sedimentos em uma encosta é crescente ao longo do gradiente da declividade, possibilitando maior descarga de fluxo. Esses achados corroboram com esse trabalho, já que ocorreu sedimentação nos canais dos terraços, restringindo sua capacidade de armazenamento.

Outra possível causa que levou os terraços em diminuir sua seção está associada ao tráfego de máquinas agrícolas na área, incluindo aplicações para controle fitossanitário, adubação de cobertura, semeadura e colheita das culturas. Os autores Teles et al. (2021) observaram que o uso de implementos promovem a compactação da superfície do solo. Essas informações são pertinentes, pois no tratamento de estudo ocorreram diversas operações de manejo das culturas com implementos agrícolas, o que pode ter contribuído para reduzir as seções dos terraços pela compactação dos diques dos mesmos.

Na figura 12 são apresentadas as relações estabelecidas entre a seção transversal dos canais dos terraços em função do número de dias após a avaliação inicial (a), em função da precipitação (b) e da erosividade acumulada das chuvas (c), com suas respectivas equações de ajuste e coeficientes de determinação. Houve redução linear e significativa nos valores da seção dos canais dos terraços ao longo do tempo (Figura 12a), o que resultou na diminuição da capacidade de armazenamento do escoamento superficial pelos terraços. A seção inicial que era de 0,68 m³/m, na média dos seis terraços, atingiu valor de 0,37 m³/m após 571 dias. Através do coeficiente angular da equação pôde-se verificar uma redução na capacidade de armazenamento de 0,0005 m³/m a cada dia, ou seja, uma perda da capacidade de represar o escoamento superficial em 0,5 L/dia por metro de comprimento de terraço, sendo o coeficiente de determinação de 0,9076.

Figura 12 - Representação gráfica das relações entre a seção transversal dos terraços em função: a) do número de dias; b) das precipitações acumuladas; c) da erosividade acumulada das chuvas (índice EI₃₀).



Fonte: O autor.

Ao relacionar os valores de seção com os dados de chuva, verifica-se comportamento de redução linear na capacidade de armazenamento dos canais dos terraços pelo acúmulo da precipitação, com redução de 0,0001 m³/m a cada milímetro precipitado, com coeficiente de determinação de 0,92 (Figura 12b). Também foi observado redução linear na seção média dos canais dos terraços com o aumento da erosividade das chuvas, computada pelo índice EI₃₀, sendo esta redução de $2,5854 \times 10^{-5}$ m³/m para cada unidade de índice de erosividade, com coeficiente de determinação de 0,9182 (Figura 12c). No total dos 571 dias houve precipitação e erosividade acumulada de 2.230 mm e 11.008 MJ mm/ha h, respectivamente.

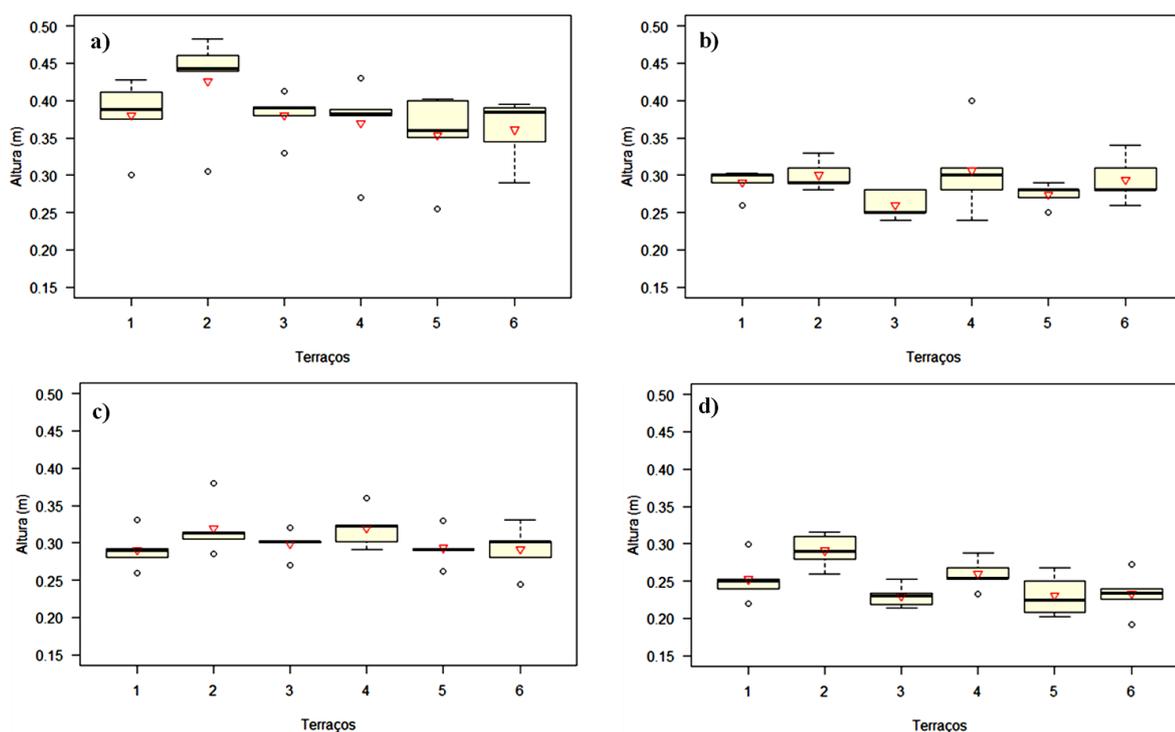
A redução da seção transversal dos terraços pode estar associada ao impacto das gotas de chuva no solo, o que são verificadas por Zambon et al. (2021), que sugere a ocorrência de taxas de erosão pelo salpicamento de solo desagregado, que aumenta ainda mais quando ocorre maiores concentrações de energia cinética. Esses achados corroboram com as verificadas nos canais, pois a sedimentação ocorreu pelo impacto das gotas de chuva, transportando solo tanto da crista do dique dos terraços para dentro dos canais como também da área de contribuição a montante dos terraços. Ainda é importante salientar a pertinência das observações quanto a natureza dos dados, pois tiveram boas correlações e ajuste.

Além disso, a natureza do solo pode ter acelerado o processo de sedimentação nos canais, devido aos expressivos teores de areia (0,56 a 0,68 kg/kg), os quais favorecem os processos erosivos por aumentar a erodibilidade do solo. Em estudos de Laburda et al. (2021), avaliando diferentes texturas, os autores observaram menores massas de solo perdidas por erosão correspondente ao aumento do teor de argila. Os canais dos terraços tiveram seção média reduzida em 46%, do início ao fim das avaliações, ocasionando perda de sua capacidade em represar o escoamento.

6.2.3 Altura dos terraços

Na Figura 13 são apresentados os dados da análise descritiva, por meio de box plot, da altura dos canais dos terraços, avaliados em quatro períodos distintos durante a condução do experimento. Na figura 13a consta a primeira avaliação, realizada no início do cultivo do milho (01/11/2019). Foi constatada grande variabilidade na altura dos canais dos terraços, tanto das medidas realizadas dentro de cada terraço, quanto entre os diferentes terraços. Em geral, as alturas mínimas e máximas verificadas foram de 0,26 a 0,46 m. Os terraços T1, T2 e T3 apresentaram maiores alturas médias, sendo respectivamente 0,38, 0,41 e 0,38 m. Os terraços T4, T5 e T6 apresentaram alturas médias de 0,37, 0,35 e 0,36 m, respectivamente. As maiores amplitudes ocorreram no T2, T4 e T5, variando de 0,31 a 0,46 m, 0,27 a 0,43 m e 0,26 a 0,40 m, respectivamente.

Figura 13 - Box plot com análise descritiva da altura dos canais dos terraços, em avaliações realizadas em quatro períodos distintos. a) No início do cultivo do milho, em 01/11/2019. b) No início do cultivo da aveia preta, em 11/07/2020. c) No início do cultivo da soja, em 09/12/2020. d) Após a colheita da soja, em 24/05/2021.



Fonte: O autor.

Na Figura 13b são apresentadas as medidas das alturas da segunda avaliação, realizada no início do cultivo da aveia preta (11/07/2020). As alturas tiveram redução em relação a avaliação inicial, registrando-se valores mínimos e máximos respectivamente de 0,24 e 0,40 m.

T2 e T4 tiveram as maiores alturas médias, com 0,30 e 0,31 m. T3 apresentou a menor altura média, de 0,26 m, enquanto T1, T5 e T6 tiveram médias de 0,29; 0,27 e 0,29 m, respectivamente. Maior amplitude foi constada em T4, variando entre 0,24 e 0,40 m.

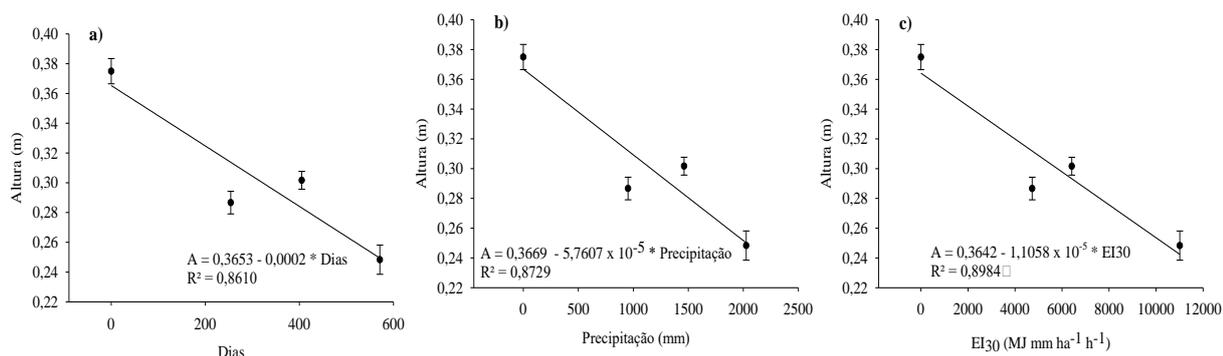
Na Figura 13c são apresentadas as medidas da altura dos terraços avaliada no início do cultivo da soja (09/12/2020). As alturas apresentaram pequena variação em relação a avaliação anterior, com amplitude entre os valores mínimos e máximos respectivamente de 0,23 e 0,38 m. T2 e T4 apresentaram as maiores alturas, ambos com 0,32 m, seguido por T3, T1, T5 e T6, com valores respectivos de 0,30; 0,29; 0,29 e 0,29 m.

Na Figura 13d são apresentadas as medidas da quarta avaliação, realizada após a colheita da soja (24/05/2021). Os valores finais observados ficaram muito abaixo em relação ao início das avaliações, com variação mínima e máxima respectivamente de 0,19 e 0,32 m e valores médios de 0,25; 0,29; 0,23; 0,26; 0,23 e 0,23 respectivamente do T1 ao T6. Maior amplitude foi observada em T1 e T6, com variação de 0,22 a 0,30 m³/m e de 0,19 a 0,27 m³/m, respectivamente.

Dentre os fatores que indicam redução de altura está a erosividade que representa o potencial da chuva em causar erosão, com capacidade de produzir maior transporte de solo nos períodos de primavera e verão, pois estão associados a períodos de chuvas mais erosivas (NACHTIGALL et al., 2020). Essas informações contribuem para explicar as causas que estão associadas a redução da altura dos terraços, as quais já foram discutidas no item 6.2.2 Seção Transversal dos Terraços.

Na figura 14 são apresentados os valores de altura dos canais dos terraços em função dos dias (a), da precipitação (b) e da erosividade das chuvas (c), e suas respectivas equações ajustadas com os coeficientes de determinação. Houve redução linear significativa na altura dos terraços conforme ocorreu o aumento dos dias após a primeira avaliação, a qual está condizente com o rebaixamento da crista do dique e sedimentação no fundo do canal ao longo do tempo. Inicialmente, a altura média dos terraços era de 0,37 m, sendo reduzida para 0,24 m aos 571 dias. Pelo coeficiente angular da relação estimou-se uma redução da altura de 0,0002 m/dia, com coeficiente de determinação de 0,8610 (Figura 14a).

Figura 14 - Representação gráfica das relações entre a altura dos terraços em função: a) do número de dias; b) das precipitações acumuladas; c) da erosividade acumulada das chuvas (índice EI₃₀).



Fonte: O autor.

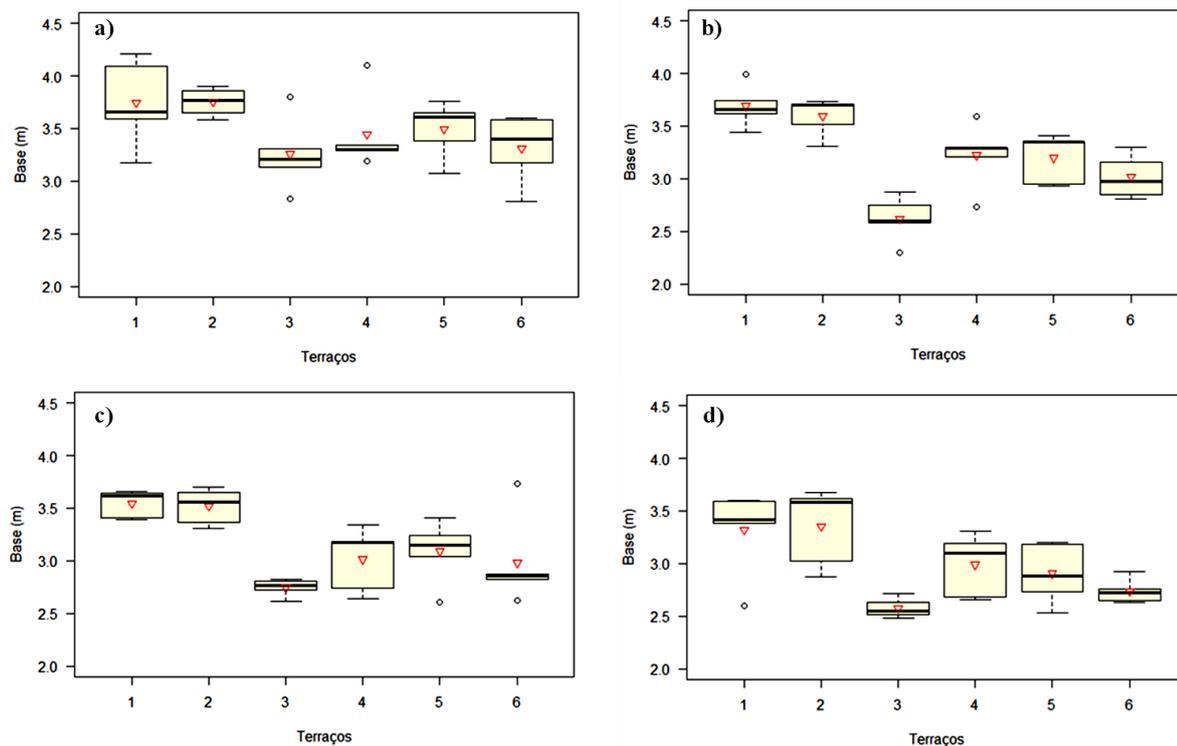
Na figura 14b observa-se que a altura dos terraços reduziu em $5,7607 \times 10^{-5}$ m para cada milímetro de chuva precipitado, o qual tem relação com o rebaixamento da crista do dique e sedimentação no fundo do canal. O ajuste da equação foi do tipo linear decrescente, com coeficiente de determinação de 0,8729. Ao relacionar a altura do terraço com a erosividade acumulada das chuvas, houve redução da altura em $1,1058 \times 10^{-5}$ m para cada unidade do índice EI₃₀, com ajuste do tipo linear e coeficiente de determinação de 0,8984 (Figura 14c).

Todas as relações tiveram um bom ajuste e foi verificado que a altura média do dique dos terraços reduziu, do início ao fim das avaliações, em 35%. Tal redução é muito importante pois a altura influencia na seção transversal dos canais dos terraços e, conseqüentemente, na capacidade de armazenar água.

6.2.4 Base dos canais dos terraços

Na Figura 15 são apresentados os dados da análise descritiva, por meio de box plot, da dimensão da base dos canais dos terraços, avaliados em quatro períodos distintos durante a condução do experimento. Na Figura 15a consta a primeira avaliação, realizada no início do cultivo do milho (01/11/2019). Foi constatada grande variabilidade da base dos canais dos terraços, tanto das medidas realizadas dentro de cada terraço, quanto entre os diferentes terraços. No geral, as dimensões absolutas das bases mínimas e máximas observadas foram respectivamente de 2,81 e 4,21 m. T1 e T2 apresentaram as maiores bases médias, sendo respectivamente 3,74 e 3,75 m. Os terraços T3, T4, T5 e T6 apresentaram bases médias de 3,26; 3,44; 3,49 e 3,31 m, respectivamente. As maiores amplitudes ocorreram no T1 e T3, variando de 3,17 a 4,21 m e de 2,83 a 3,80 m, respectivamente.

Figura 15 - Box plot com análise descritiva das dimensões da base dos canais dos terraços, em avaliações realizadas em quatro períodos distintos. a) No início do cultivo do milho, em 01/11/2019. b) No início do cultivo da aveia preta, em 11/07/2020. c) No início do cultivo da soja, em 09/12/2020. d) Após a colheita da soja, em 24/05/2021.



Fonte: O autor.

Na Figura 15b são apresentadas as medidas das bases dos canais dos terraços da segunda avaliação, realizada no início do cultivo da aveia preta (11/07/2020). As bases tiveram redução em relação a avaliação inicial, registrando-se valores mínimos e máximos respectivamente de 2,30 e 3,99 m. T1 e T2 mantiveram as maiores bases médias, com 3,69 e 3,59 m. T3 apresentou a menor base média, de 2,62 m, enquanto T4, T5 e T6 tiveram médias de 3,22; 3,20 e 3,02 m, respectivamente. Maior amplitude foi constada em T4, variando entre 2,73 a 3,59 m.

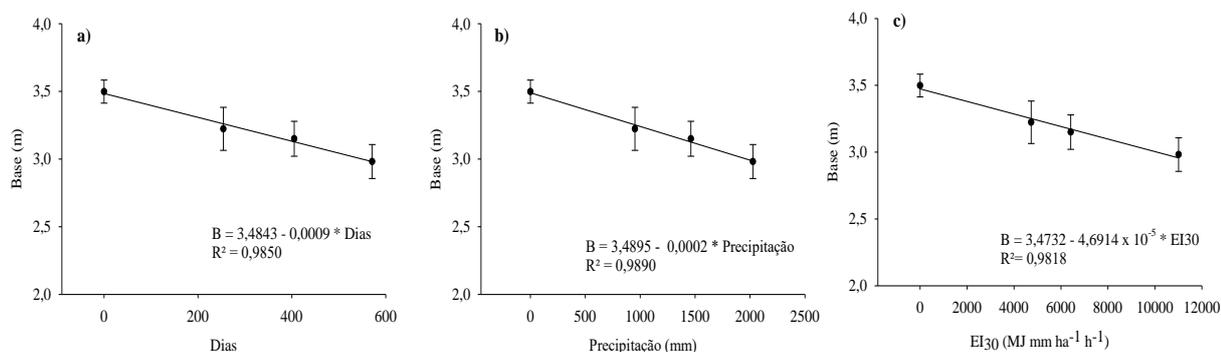
Na Figura 15c são apresentadas as medidas da base dos terraços avaliada no início do cultivo da soja (09/12/2020). As bases apresentaram tendência de diminuição, com os valores absolutos mínimos e máximos observados respectivamente de 2,61 e 3,70 m. T1 e T2 apresentaram as maiores bases, respectivamente de 3,54 e 3,52 m, seguido por T5, T4, T6 e T3, com valores respectivos de 3,09; 3,02; 2,88 e 2,75 m.

Na Figura 15d são apresentadas as medidas da quarta avaliação, realizada após a colheita da soja (24/05/2021). Os valores finais observados ficaram muito abaixo em relação ao início das avaliações, com variação mínima e máxima respectivamente de 2,48 e 3,67 m e valores médios de 3,32; 3,35; 2,58; 2,99; 2,91 e 2,74 respectivamente do T1 ao T6. Maior amplitude foi observada no T1, com variação de 2,60 a 3,60 m.

O comprimento da base dos terraços é influenciado pelo rebaixamento da crista do dique e pelos sedimentos retidos dentro dos canais e é importante pois está relacionado a capacidade de armazenamento da seção dos terraços. As consequências que levam essa redução já foram discutidas no item 6.2.2 Seção Transversal dos Terraços.

Na figura 16 são apresentadas as relações entre as dimensões da base do canal dos terraços em função dos dias (a), da precipitação (b) e da erosividade das chuvas (c), e suas respectivas equações ajustadas. Observa-se na Figura 16a que, conforme aumentou o número de dias, houve redução no comprimento da base dos terraços, o qual inicialmente tinha dimensão de 3,49 m, na média dos terraços, e ao final atingiu valor médio de 2,98 m. Nota-se ainda, que a redução da base ocorreu em uma taxa de 0,0009 m/dia, com coeficiente de determinação de 0,9850.

Figura 16 - Representação gráfica das relações entre a base dos terraços em função: a) do número de dias; b) das precipitações acumuladas; c) da erosividade acumulada das chuvas (índice EI₃₀).



Fonte: O autor.

Ao verificar a relação entre a dimensão da base dos canais dos terraços e a precipitação acumulada (Figura 16b), a análise de regressão linear decrescente demonstrou que a base reduziu 0,0002 m a cada mm precipitado, sendo encontrado menor comprimento da base após precipitação total de 2.230 mm. Essa redução está relacionada diretamente com uma menor eficiência de armazenamento do escoamento superficial, pois afeta a sua seção. O ajuste da equação obtida apresentou coeficiente de determinação de 0,9890.

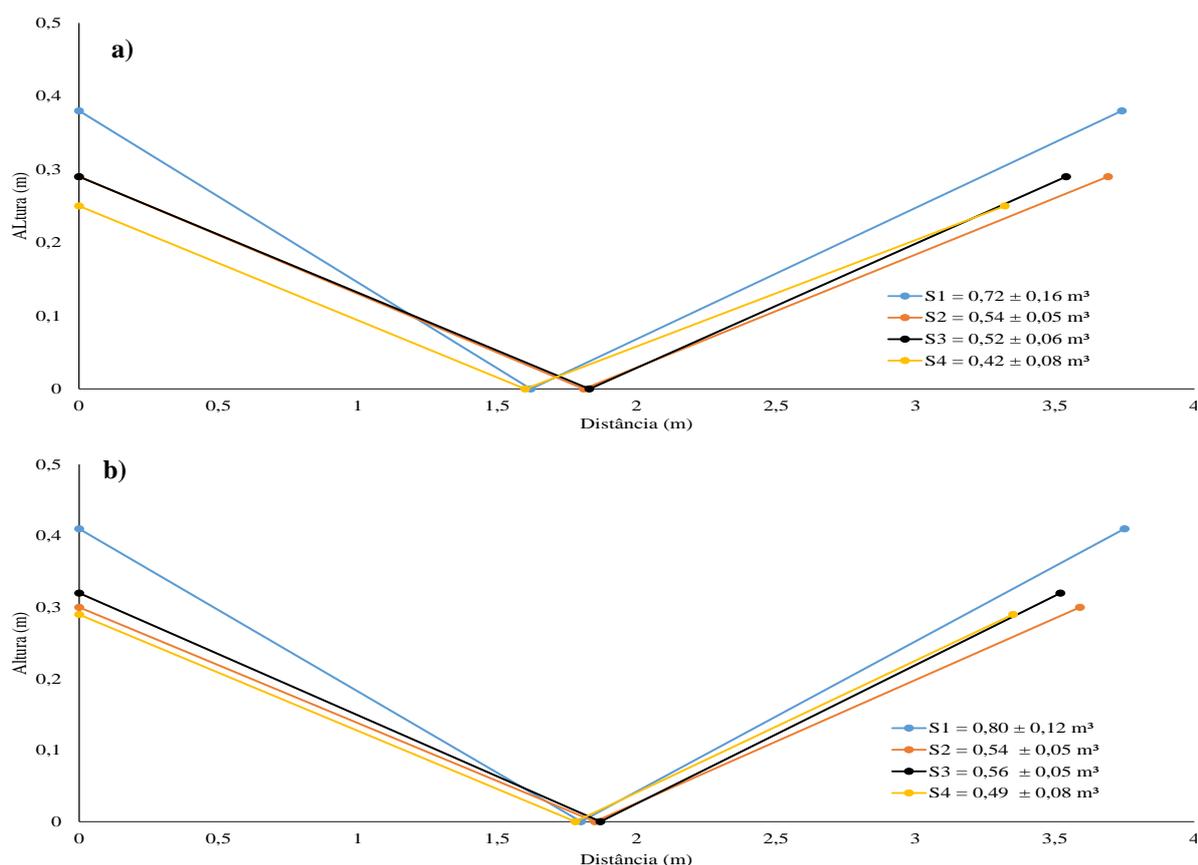
Na figura 16c, a qual relaciona a base do canal dos terraços com a erosividade das chuvas, a regressão linear demonstrou que a cada unidade do índice EI₃₀ houve redução de $4,6914 \times 10^{-5}$ m de base do canal, sendo o menor valor observado após erosividade acumulada de 11.008 MJ mm/ha h, quando o solo encontrava-se somente com cobertura residual da cultura da soja. O coeficiente de determinação da equação foi de 0,9818.

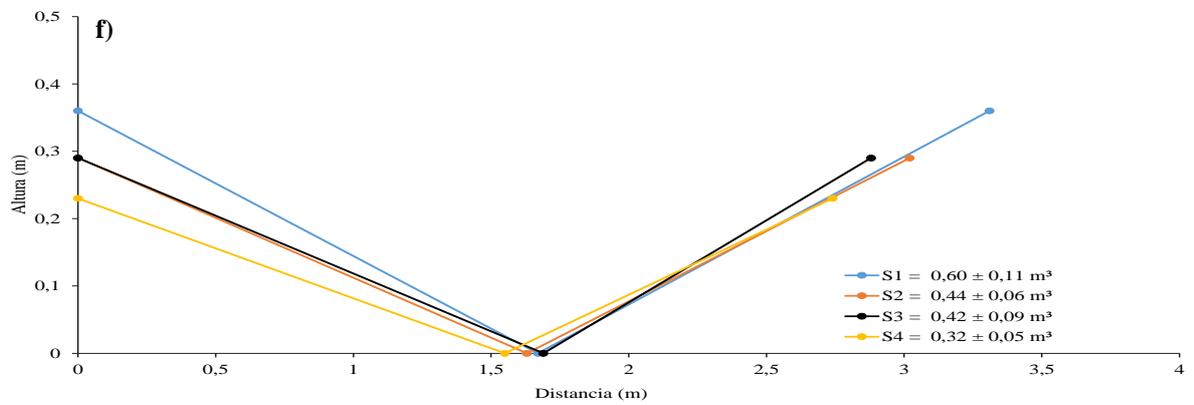
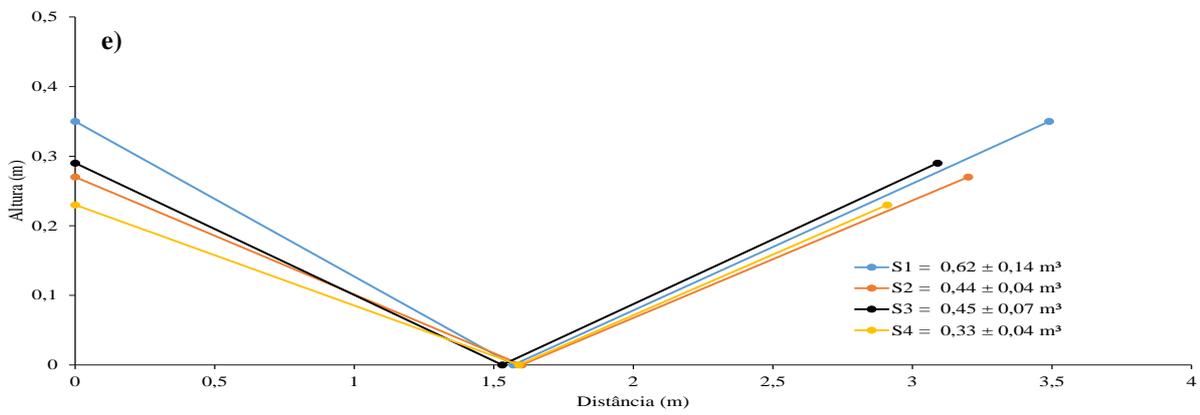
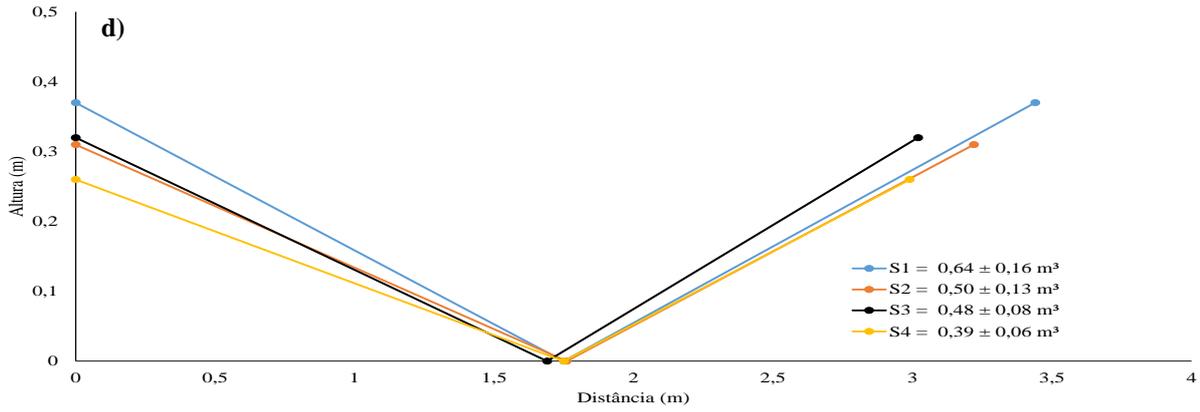
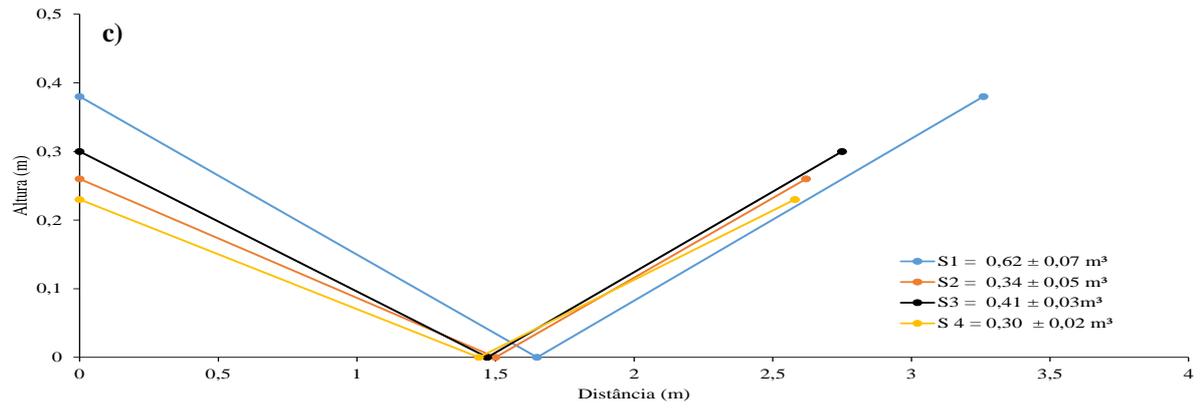
Contudo, do início ao final das avaliações foi verificado que as dimensões das bases tiveram redução de 15%.

6.2.5 Dimensões dos canais dos terraços

Na figura 17 são apresentados os canais dos terraços quanto ao seu formato, composto pelas dimensões da base (B), da altura da crista do dique em relação ao fundo do canal (h) e da sua seção transversal (S), para os quatro períodos avaliados. Verificou-se que ao longo do tempo os terraços apresentaram variações nas suas dimensões, principalmente quanto ao valor de h em T1 e T2 e os valores de h e B para T3 a T6.

Figura 17 - Perfil da dimensão transversal dos canais dos terraços, composto pela altura do terraço (h), comprimento da base do canal (B) e seção transversal (S). **a)** Terraço 1 (T1); **b)** Terraço 2 (T2); **c)** Terraço 3 (T3); **d)** Terraço 4 (T4); **e)** Terraço 5 (T5); **f)** Terraço 6 (T6). S1: seção na avaliação realizada no início do experimento e do cultivo do milho, em 01/11/2019; S2: seção na avaliação realizada no início do cultivo da aveia preta, em 11/07/2020; S3: seção na avaliação realizada no início do cultivo da soja, em 09/12/2020; S4: seção na avaliação realizada após a colheita da soja, no final do experimento, em 24/05/2021.





Fonte: O autor.

No T1 e na primeira avaliação, o mesmo apresentava h de 0,38 m e B de 3,74 m, com S de 0,72 m³/m. Já na última avaliação ficou evidente a redução na eficiência do terraço, o qual perdeu 0,30 m³/m na sua capacidade de represar o escoamento superficial, o que representa diminuição de 42% na sua eficiência, sendo associada principalmente a diferença de h ao longo do tempo (Figura 17a). O T2 inicialmente tinha valor de h de 0,41 m e B de 3,75 m, com S de 0,80 m³/m. Contudo, verificou-se na última avaliação valor de h de 0,29 m, B de 3,35 m e redução de 0,31 m³/m na capacidade de armazenamento, o que representa uma diminuição de 39% na eficiência de represar o escoamento (Figura 17b).

Na primeira avaliação, o T3 tinha valor de h de 0,38 m e B de 3,26 m, com S de 0,62 m³/m. Na última avaliação o valor de h reduziu para 0,23 m, o B foi de 2,58 m e o canal teve redução na capacidade de represar o escoamento em 0,32 m³/m (Figura 17c). O T4 inicialmente tinha valor de h de 0,37 m, B de 3,44 m e S de 0,64 m³/m. Na quarta avaliação observou-se redução de h para 0,26 m, de B para 2,99 m e perda da capacidade de armazenamento de 0,25 m³/m linear.

O T5 tinha inicialmente h de 0,35 m e B de 3,49 m, com capacidade de armazenamento de 0,62 m³/m. Já ao final houve redução na sua eficiência, sendo observados valores de 0,23 e 2,91 m para h e B, respectivamente, com redução de 0,29 m³/m na capacidade de armazenar o escoamento (Figura 17d). No T6, inicialmente o mesmo apresentava h de 0,36 m, B de 3,31 m e seção de 0,60 m³/m, contudo, com o passar do tempo houve redução nas suas dimensões e ao final foram observados valores de h de 0,23 m, B de 2,74 m e a seção diminuiu 0,28 m³/m.

Ao comparar as respostas dos terraços no tempo, verificou-se comportamento semelhante entre eles com relação ao rebaixamento da altura dos terraços, o qual foi em média 35%. No entanto, foi observado uma maior redução na capacidade de armazenar o escoamento nos terraços 3 a 6, fato este associado a maior declividade do terreno nos locais de alocação destes terraços. Ou seja, para cada unidade de h diminuída, ocorre uma maior redução no valor de B quando a declividade do terreno é maior. Isso influencia na redução da eficiência dos terraços quanto ao represamento do escoamento superficial, pela diminuição mais acentuada da seção ao longo do tempo em declividades maiores.

Sobre investigações de Magalhães (2013), foram encontrados resultados similares, o qual observou rebaixamento da altura da crista dos terraços em 33%, o que determina a redução de sua eficiência em armazenar água e reter solo nos canais, sendo que a seção (área de captação) é dependente da altura da crista dos terraços. Tais achados corroboram com as reduções de alturas encontradas.

Neste trabalho evidenciou-se que para as condições de solo de textura média dos Campos Gerais, as dimensões dos canais dos terraços são reduzidas rapidamente no tempo após sua construção. Isso demonstra a necessidade de manutenção dos terraços em período de tempo menor do que o relatado na literatura (entre 5 a 10 anos de vida útil). Com isso, quando o terraço é projetado para um determinado período de retorno, geralmente entre 10 a 15 anos, com a rápida diminuição da seção, o período de retorno para o escoamento superar a capacidade do canal de armazenar fica muito reduzida. Os resultados deste estudo sugerem uma redução próxima de 50% na capacidade de represar o escoamento após um período de 20 meses.

Na Tabela 5 são apresentadas as análises de correlação linear de Pearson entre as variáveis das dimensões dos canais dos terraços (seção transversal - S; altura - h; e base - B), nos quatro períodos de avaliações, e os atributos do meio físico do local (declividade e teores de argila, silte e areia). As variáveis S, h e B correlacionaram-se negativamente com a declividade da área e os teores de areia, e positivamente com os teores de argila. Tais correlações foram altas ($> 0,70$), na primeira avaliação, e moderadas ($0,50$ a $0,70$) nas demais avaliações, com exceção das variáveis S na segunda avaliação e h na segunda e na terceira avaliação. As correlações com os teores de silte foram, em sua maioria, insignificantes ($< 0,30$) (MUKAKA et al., 2012).

Tabela 5 - Correlação linear de Pearson entre as variáveis das dimensões dos canais dos terraços (S – seção transversal; h – altura dos terraços; B – Base dos terraços) em quatro avaliações, e os atributos do meio físico do local (declividade e teores de argila, areia e silte).

Avaliações	Declividade	Argila	Areia	Silte
S1	-0,774 (p<0,07)	0,815 (p<0,04)	-0,770 (p<0,07)	0,130 (p<0,08)
S2	-0,481 (p<0,33)	0,433 (p<0,39)	-0,443 (p<0,37)	0,195 (p<0,71)
S3	-0,714 (p<0,11)	0,683 (p<0,13)	-0,688 (p<0,13)	0,255 (p<0,62)
S4	-0,667 (p<0,14)	0,659 (p<0,15)	-0,666 (p<0,14)	0,255 (p<0,62)
h1	-0,710 (p<0,11)	0,801 (p<0,05)	-0,783 (p<0,06)	0,218 (p<0,67)
h2	-0,116 (p<0,82)	0,069 (p<0,89)	-0,163 (p<0,75)	0,344 (p<0,50)
h3	-0,219 (p<0,67)	0,156 (p<0,76)	-0,311 (p<0,54)	0,589 (p<0,21)
h4	-0,547 (p<0,26)	0,543 (p<0,26)	-0,585 (p<0,22)	0,334 (p<0,51)
B1	-0,743 (p<0,09)	0,709 (p<0,11)	-0,672 (p<0,14)	0,120 (p<0,82)
B2	-0,584 (p<0,22)	0,539 (p<0,27)	-0,511 (p<0,30)	0,092 (p<0,86)
B3	-0,683 (p<0,13)	0,691 (p<0,12)	-0,619 (p<0,19)	0,006 (p<0,99)
B4	-0,695 (p<0,12)	0,652 (p<0,16)	-0,642 (p<0,17)	0,193 (p<0,71)

1: primeira avaliação, no início do cultivo do milho (01/11/2019); 2: segunda avaliação, no início do cultivo de aveia preta (11/07/2020); 3: terceira avaliação, no início do cultivo da soja (09/12/2020); 4: quarta avaliação, após a colheita da soja (24/05/2021); p: nível de significância da correlação. Fonte: O autor.

A maior correlação na primeira avaliação deve-se ao fato de que este era o período mais próximo da construção dos terraços e, com isso, verifica-se o efeito da declividade e da textura do solo (argila e areia) em influenciar nas dimensões finais de S, h e B durante o processo de confecção dos mesmos. Isso explica o motivo pelo qual os terraços T1 e T2 apresentaram maiores S, h e B, já que a declividade e os teores de areia eram menores e os teores de argila maiores em relação aos demais terraços (Tabela 4).

Com o aumento da declividade pode ocorrer redução na capacidade de armazenamento dos terraços, o que é verificado por Liu et al. (2013), além de que a erosão do solo aumenta significativamente em locais com declividades mais acentuadas, ainda mais quando nenhuma proteção estiver presente nos diques dos terraços, e isso pode levar a elevadas taxas de erosão durante eventos com maiores magnitudes de precipitação.

Portanto, a ausência de práticas de conservação levam as lavouras a gerarem fluxo superficial significativo que correlaciona-se com a sobrecarga e a integridade dos terraços, ainda assim, mesmo quando são utilizadas práticas de conservação do solo, como a cobertura do solo no plantio direto, o comprimento da encosta e a declividade são fatores chave para promover a redução da eficiência dos terraços (BLAKE et al., 2020).

A argila resultou em maior dimensão dos canais durante o processo de construção dos terraços. O que está associado a melhor estrutura que resulta em um camalhão mais elevado e resistente durante o processo de construção. Quando se tem mais areia e menos argila, o solo quando mobilizado no processo de construção do dique se reacomoda com uma menor altura, devido a menor qualidade da estrutura do solo.

A literatura evidencia que a textura também desempenha papel fundamental na suscetibilidade de desprendimento das partículas de solo, sendo que o grau de desagregação pelo impacto das gotas de chuva está negativamente correlacionado com o teor de argila. Além disso, a estabilidade dos agregados é menor em solos com maiores teores de areia (JOURGHOLAMI; LABELLE, 2020), corroborando com os resultados encontrados no presente trabalho.

6.2.6 Lâmina de escoamento represado nos canais dos terraços

Na tabela 6 são apresentados os dados das lâminas máximas de escoamento superficial retidos nos canais dos terraços em cm, m³/m e m³/canal, de eventos individuais de precipitação durante o período de dezembro de 2019 a maio de 2021. Foram registrados quatro eventos com acúmulo de escoamento nos canais dos terraços, nas datas de 16/12/2019, 16/01, 26/02 e 30/06

de 2020. Nestas datas também houve registro da passagem de fluxo de escoamento superficial na calha H da seção de monitoramento da parcela com terraços.

Tabela 6 - Lâmina de escoamento superficial represado nos canais dos terraços.

Terraços	Lâmina de escoamento (cm)			
	16/12/2019	16/01/2020	26/02/2020	30/06/2020
T1	0	3,4	2,1	0,3
T2	0	0	0	0
T3	0	0	8,2	0
T4	0	3,0	1,6	0
T5	0,1	0	0	0
T6	0	0,1	0	0,7
m ³ /m				
T1	0	0,0045	0,0021	4,42895E-05
T2	0	0	0	0
T3	0	0	0,0288	0
T4	0	0,0040	0,0011	0
T5	0,00012	0	0	0
T6	0	6,25472E-08	0	0,0002
m ³ /canal				
T1	0	0,376	0,0179	0,004
T2	0	0	0	0
T3	0		2,273	0
T4	0	0,320	0,091	0
T5	0,009	0	0	0
T6	0	4,59722E-06	0	0,17
TOTAL	0,009	0,696	2,381	0,174

Fonte: O autor.

As maiores lâminas geradas foram registradas nos eventos de precipitação do dia 16/01 e 26/02 de 2020. Contudo, não foram em todos os terraços que houve o acúmulo de escoamento nos eventos, o que demonstra que o fluxo superficial não é uniforme na área. De maneira geral, a quantidade foi baixa e se relacionou com as baixas vazões na calha H. No evento do dia 26/02/2020 houve lâmina de escoamento represada nos terraços 1, 3 e 4, com amplitude de variação entre eles de 6,6 cm na lâmina, já no evento de 30/06/2020 houve represamento nos terraços 1 e 6, com amplitude de variação de 0,4 cm na lâmina.

A vantagem dos terraços nivelados é sua eficiência em represar e infiltrar dentro do próprio canal a água do escoamento, a qual é menor em terraços mistos, sendo de menor eficiência ainda em terraços com gradiente, o qual tem como aspecto negativo a saída da água precipitada da área de cultivo (OLIVEIRA et al., 2012). Contudo, é importante que a área de

contribuição possua boa cobertura superficial e elevada capacidade de infiltração de água no solo para evitar o rompimento dos canais sobre intensidades maiores de precipitação, visto que a escassez de proteção do solo pela cobertura permite que as gotas de chuva atinjam diretamente a superfície do solo e conseqüentemente interfiram nos interstícios do solo, que podem ser bloqueados por partículas salpicadas, tudo isso faz com que a taxa de infiltração de água no solo seja baixa (QIAN; CHENG; LIU, 2014).

Foi verificado por Franco (2018), durante a ocorrência de eventos de precipitação em um período de seis dias, que houve em duas situações falha na eficiência dos terraços em armazenar, em ocorrência de seu rompimento. Tais falhas foram associadas as intensidades mais elevadas das chuvas.

6.2.7 Retenção de sedimentos nos canais dos terraços

Na tabela 7 são apresentadas as informações sobre os sedimentos retidos nos canais dos terraços durante os três ciclos das culturas (milho, aveia preta e soja), e o total acumulado. Observa-se que a maior quantidade de sedimentos retidos ocorreu no período inicial da pesquisa, durante o 1º ciclo de cultivo, com valores de deposição acumulada de 1.379,9 kg, no somatório de todos os terraços. Durante o 2º ciclo de cultivo houve menor retenção de sedimentos, totalizando 316,8 kg, enquanto no 3º ciclo ocorreram perdas acumuladas de 631,8 kg. No total dos três cultivos o acúmulo de sedimentos nos canais foi de 2.328,5 kg. Ao analisar a deposição de sedimentos para cada metro de comprimento de canal dos terraços, houve na média por cultivo deposição de 1,67 kg/m, totalizando 5,00 kg/m ao final dos 571 dias avaliados. O terraço T6 apresentou a maior deposição acumulada por unidade de comprimento de canal (6,59 kg/m), fato este associado a maior declividade e menor teor de argila da área de contribuição deste em comparação aos demais terraços.

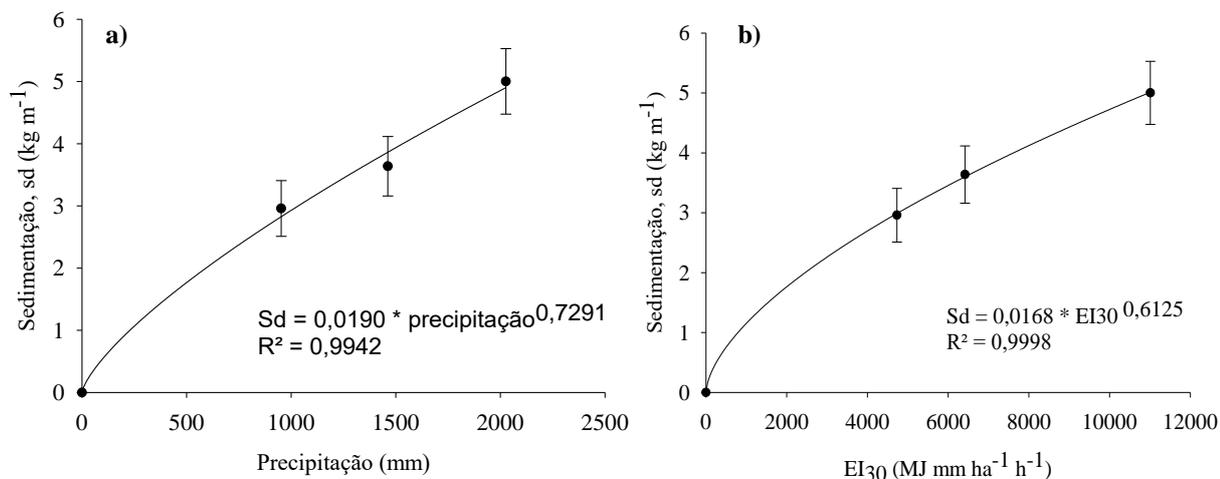
Tabela 7 - Retenção de sedimentos nos canais dos terraços durante o período de condução do experimento, nos três ciclos de cultivo (milho, aveia preta e soja), na média por cultivo e no total acumulado.

Terraços	1º ciclo	2º ciclo	3º ciclo	Média por cultivo	Total acumulado
kg/m de canal					
T1	3,74	0,75	1,47	1,98	5,95
T2	3,05	0,75	0,74	1,51	4,54
T3	2,18	0,51	1,19	1,29	3,88
T4	1,18	0,62	1,51	1,10	3,31
T5	4,09	0,76	0,90	1,92	5,75
T6	3,52	0,70	2,37	2,20	6,59
MÉDIA	2,96	0,68	1,36	1,67	5,00
kg/canal de terraço					
T1	309,20	61,60	121,50	164,10	492,30
T2	240,30	58,80	58,60	119,23	357,70
T3	171,50	40,20	93,80	101,83	305,50
T4	90,00	47,20	116,00	84,40	253,20
T5	309,90	57,60	68,10	145,20	435,60
T6	259,00	51,40	173,80	161,40	484,20
TOTAL	1.379,90	316,80	631,80	776,17	2.328,50

Fonte: O autor.

Na figura 18 são apresentadas as relações entre o acúmulo de sedimentos nos canais dos terraços em função da precipitação e da erosividade das chuvas, com suas equações ajustadas. Para ambas as relações se ajustou equação do tipo potencial crescente, com elevado coeficiente de determinação. Com base no expoente da relação entre a deposição de sedimentos e a precipitação observou-se que ao se duplicar a lâmina precipitada, a deposição de sedimentos é aumentada em 1,66 vezes (Figura 18a). Já para a relação entre deposição de sedimentos e a erosividade das chuvas, ao se duplicar o valor do índice de erosividade, a deposição de sedimentos é aumentada em 1,53 vezes (Figura 18b). Embora as duas relações tenham demonstrado elevado coeficiente de determinação, a relação com a erosividade das chuvas apresentou um melhor ajuste.

Figura 18 - a) Representação gráfica da equação de regressão para deposição de sedimentos nos canais dos terraços em função da precipitação (a); em função do índice EI₃₀ de erosividade das chuvas (b).



Fonte: O autor.

Com isso, é verificado que o processo de erosão e deposição de sedimentos nos canais dos terraços tem maior relação com a erosividade das chuvas, além deste processo ser mais acelerado no período de primavera-verão, por ser uma época que resulta em maior energia das chuvas como consequência dos maiores volumes mensais precipitados e maiores intensidades das chuvas individuais (JIONGXIN, 2005). Isso explica o porquê de ter ocorrido maior deposição durante o cultivo do milho, pois a erosividade das chuvas representou neste intervalo de tempo 43% de toda a erosividade do período do estudo.

Além disso, se tem o fato de que o solo no início do experimento estava mais desagregado e prontamente disponível até os canais dos terraços, tanto pelo fluxo de escoamento superficial, quanto pelo salpicamento. Conforme Liu et al. (2021), a erosão por salpicamento é impulsionada pela energia do impacto das gotas de chuva, sendo um dos principais mecanismos que aumentam a porção de fragmentos de solo disponíveis na superfície para o transporte. Esses achados contribuem com o observado de que no início do experimento houve grande mobilização de solo para construção dos terraços.

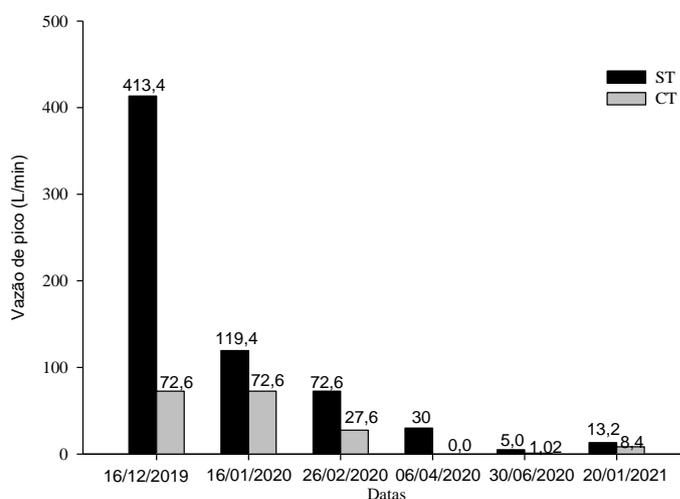
6.3 MONITORAMENTO HIDROSEDIMENTOLÓGICO

6.3.1 Vazão de pico

Na figura 19 são apresentadas as vazões máximas (QP) registradas na calha H medidora de escoamento superficial, nas parcelas com e sem terraços agrícolas, dos eventos de

precipitação com geração de escoamento superficial durante o período das avaliações. As maiores QP foram registradas no primeiro evento com geração de escoamento, em 16/12/2019, sendo 72,6 e 413,3 L/min nos tratamentos plantio direto com terraços (CT) e plantio direto sem terraços (ST), respectivamente. Com isso, neste evento o sistema de terraceamento reduziu em 82,4% a vazão de pico. A data de 16/01/2020 foi o segundo evento de maior magnitude, em que houve pico de vazão de 119,4 L/min no ST e 72,6 L/min no CT, o qual reduziu a QP em 39,2%. Em 06/04/2020 houve escoamento apenas no tratamento ST, com QP de 30,0 L/min. Ao observar os eventos que foram monitorados presencialmente, verifica-se que foram os que geraram as menores vazões de pico, sendo que em 30/06/2020 a QP foi de 5,0 L/min na parcela ST e de 1,02 L/min na parcela CT, já no evento de 20/01/2021, ST e CT tiveram valores de 13,2 e 8,4 L/min, respectivamente. Dentre todos os eventos com escoamento, houve variação na QP de 5,0 a 413,4 L/min no tratamento ST, enquanto que no CT variou de 1,02 a 72,6 L/min e, na média geral, a QP foi reduzida em 72,1% pelo uso de terraços no plantio direto.

Figura 19 - Vazão de pico (QP) observada na calha medidora de escoamento superficial (calha H) nos eventos de precipitação com geração de escoamento superficial, nos tratamentos plantio direto sem terraços (ST) e plantio direto com terraços (CT), entre dezembro de 2019 e maio de 2021, em Ponta Grossa, PR.



Fonte: O autor.

As características hidrológicas das chuvas e das condições da superfície do solo durante estes eventos são apresentadas na Tabela 8, em que são observados os valores de precipitação (P) da data do evento e nos 5 dias anteriores, o pico de chuva (PI) ocorrido em 1h, além das culturas que encontravam-se instaladas e a condição de cobertura na superfície do solo.

Tabela 8 - Características hidrológicas e das culturas nos dias que geraram vazão de pico.

Data	P		PI	CUT	SUP
	(mm)	5 dias	(mm)		
16/12/2019	26,8	2	3,4	Milho	Alta
16/01/2020	23,8	12,4	16,6	Milho	Alta
26/02/2020	37	35,4	10,8	Milho	Alta
06/04/2020	32,2	8,2	21	Milho	Alta
30/06/2020	28	64,6	15	Milho	Alta
20/01/2021	62	45,6	41,6	Soja	Alta

P: precipitação na data especificada; 5 dias: precipitação acumulada ocorrida nos 5 dias anteriores; PI= pico de chuva em 1h; CUT: cultura instalada; SUP: condição de cobertura da superfície do solo. Fonte: O autor.

Observa-se que, nos eventos que não foram monitorados presencialmente o maior volume precipitado foi na data de 26/02/2020, com 37 mm precipitados e 35,4 mm ocorridos nos cinco dias anteriores, sendo que o pico de 1h de chuva foi de 10,8 mm. Na sequência a segunda data é a de 06/04/2020, com volume de 32,2 mm e de 8,2 mm nos cinco dias antecedentes, além do pico de precipitação de 21 mm em 1h. Dentre os eventos monitorados presencialmente, o do dia 20/01/2021 foi o de maior precipitação com 62 mm e 45,6 mm nos cinco dias antecedentes, o maior volume em 1h foi de 41,6 mm. Dentre todos os eventos, a superfície do solo encontrava-se com alta cobertura, tanto nos períodos da cultura do milho, quanto da soja.

Nos primeiros eventos de escoamento foram verificados maiores QP, o que pode estar relacionado a compactação provocada pelos rodados do trator associada a baixa cobertura do solo nas faixas de movimentação de terra para a construção dos terraços e dos camalhões na delimitação das parcelas. Os autores Menezes; Puia; Machado (2020), observam que o solo tende a compactar quando ocorre o tráfego frequente de maquinário na mesma área e este pode ser agravado principalmente quando o solo está propício, como por exemplo, com maior umidade. O que tem consequências que de acordo estudos de Nascimento et al. (2019), promove formação de uma crosta superficial após a secagem do solo em superfície, diminuindo a velocidade de infiltração e aumentando a possibilidade de geração de escoamento superficial. Por estes motivos que inicialmente ocorreram maiores QP, mesmo com pouca altura de precipitação e os terraços contribuíram para reduzir estes valores em magnitude.

Em estudos realizados no sul do Brasil obtidos por média mensal das condições de umidade do solo durante o período de 1971 a 1990, verificam que as maiores variações de umidade se correlacionam com os episódios de El Niño/La Niña (ROSSATO; ALVALÁ; TOMASELLA, 2004). Tais achados contribuem como mais um motivo de ter ocorrido maior

QP nos primeiros eventos, pois no período inicial do experimento ainda era notório a normalidade das precipitações (El Niño), com boa umidade distribuída em todo o perfil do solo.

Em estudos realizados por Mello et al. (2003), foi observado que quanto maior é a umidade antecedente, menor é a capacidade de armazenamento de água no solo pela infiltração e há maior tendência de escoamento, sendo demandado menor tempo para ocorrência do mesmo. Esses achados corroboram com os encontrados no estudo, os quais a umidade antecedente nos cinco dias anteriores foi uma das principais explicações para geração de escoamento.

A frequência das chuvas e intensidade em curto tempo podem contribuir para geração de escoamento pois superam a capacidade de infiltração e pode ser particularmente influenciada pela densidade de cobertura vegetal (SOUSA et al., 2018). Tais achados contribuem com o ocorrido pois foi observado alto valor de intensidade em 1h, porém a alta densidade de cobertura contribuiu para minimizar o escoamento superficial, além do tratamento associado com terraços contribuiu ainda mais para disciplinar o mesmo.

Rodrigues et al. (2019), através de simulações propõe que se nenhuma ação for tomada em prol do controle dos picos de vazão em bacias hidrográficas agrícolas, os mesmos continuarão subindo para níveis ainda mais alarmantes, e essas medidas devem ser principalmente visando aumentar a infiltração, a interceptação e o armazenamento de água. Essas observações vão de encontro ao presente estudo, que associa a prática do terraceamento agrícola ao plantio direto, demonstrando a sua capacidade em diminuir as vazões de pico.

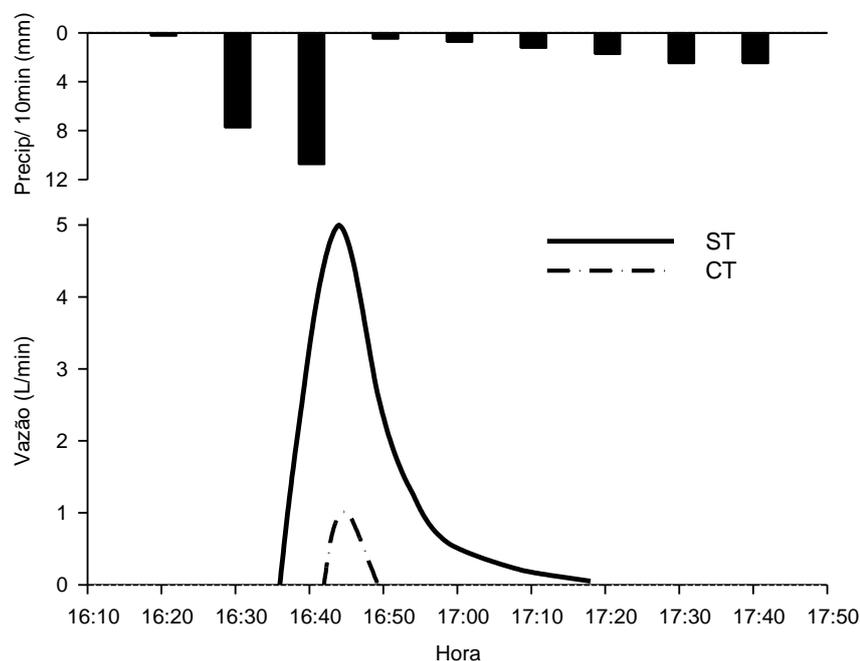
6.3.2 Hietograma da chuva e hidrograma do escoamento superficial

Evento em 30/06/2020

Na Figura 20, são apresentadas as informações referentes ao hietograma da chuva e ao hidrograma de escoamento superficial do dia 30/06/2020, sobre os tratamentos CT e ST. Nesta data o monitoramento foi realizado de forma automatizada pelos equipamentos linígrafo, turbidímetro e pluviógrafo, e ainda, pelas coletas manuais. Conforme o hietograma, observa-se que houve chuva de padrão avançado, devido a maior lâmina precipitada ter ocorrido nos primeiros 30 min. O evento foi caracterizado pela ocorrência de um ciclone extratropical (ciclone bomba), com queda abrupta da pressão atmosférica, sendo que nos primeiros 30 min houve lâmina precipitada de 18,75 mm, de um total de 28 mm precipitados em 1h20min. O

maior pico de intensidade da chuva foi registrado no intervalo de 20-30 min, com valor de 64,5 mm/h. No momento da chuva as parcelas experimentais encontravam-se sem cultivo, com presença de cobertura residual da cultura do milho. Nos cinco dias anteriores ocorreram eventos de chuva que somaram 64,6 mm, o que ajuda a explicar em parte a formação do escoamento pela umidade antecedente do solo. Segundo Soil Conservation Service - SCS (1972), o valor da altura de chuva acumulada dos cinco dias anteriores classificou a umidade inicial do solo, antecedente a chuva, como elevada.

Figura 20 - Hidrograma de escoamento superficial e hietograma da chuva, nos tratamentos plantio direto sem terraços (ST) e plantio direto com terraços (CT), em evento de precipitação ocorrido em 30/06/2020 em Ponta Grossa, PR.



Fonte: O autor.

Ao verificar o hidrograma de escoamento superficial foi possível observar que as respostas entre os tratamentos foram distintas (Figura 20). Foi constatada a importância dos terraços em reduzir a magnitude, duração e pico de vazão. Na parcela sem terraço (ST), a vazão de pico foi de 5 L/min, sendo correspondente ao tempo logo após ter ocorrido a maior intensidade de precipitação. Na parcela com terraços (CT) houve uma menor vazão de pico (1,02 L/min), a qual também correspondeu a maior intensidade de precipitação, no entanto, o início do escoamento foi retardado em relação ao tratamento ST, com início às 16h43min e término às 16h49min (duração de 6 min). No ST o escoamento iniciou-se às 16h39min e teve duração de 42 min.

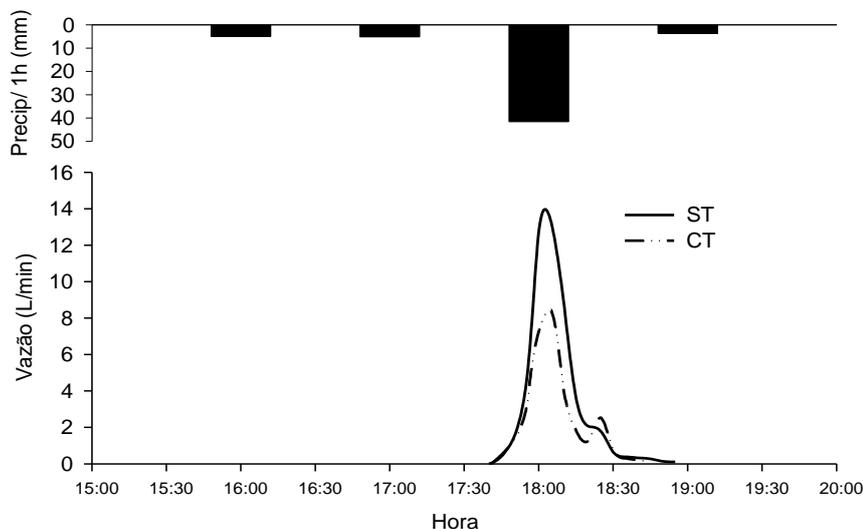
O tempo de ascensão da vazão relacionada ao escoamento superficial na parcela ST foi menor do que o tempo de recessão, em que na ascensão se atingiu o pico às 16h44min, após 5 min do início do escoamento, enquanto a recessão teve duração de 34 min. Na parcela CT, a ascensão e recessão foram semelhantes, em que ambas tiveram duração de 3 min.

Evento 20/01/2021

A seguir são apresentados o hietograma da chuva e o hidrograma de escoamento superficial ocorridos em 20/01/2021, nos tratamentos ST e CT (Figura 21). Neste evento os equipamentos automáticos de campo não estavam em operação e as informações de precipitação foram obtidas pela estação automática da empresa BASF, com registro de chuva em intervalos de uma hora. Os dados de escoamento e erosão foram coletados manualmente.

O hietograma (Figura 21) demonstra que houve um padrão intermediário de chuva, devido a maior lâmina precipitada ter ocorrido após 2 horas de precipitação. Nas duas primeiras horas houve precipitação acumulada de 10,2 mm, porém, no intervalo entre 2-3 h, a lâmina precipitada foi de 41,6 mm. O total precipitado foi de 55,6 mm em um intervalo de 4 h. Neste dia houve precipitação com características convectivas, com elevadas temperaturas durante o dia e ascensão da massa de ar quente, formando chuva com elevada intensidade próximo ao final da tarde. Nos cinco dias anteriores houve chuva acumulada de 45,6 mm, mais 6,6 mm que precipitou no mesmo dia, porém de madrugada, o que resultou em umidade antecedente inicial elevada, contribuindo para a formação de escoamento. Neste período estava sendo cultivada a soja, que encontrava-se em fase de pleno desenvolvimento vegetativo.

Figura 21 - Hidrograma de escoamento superficial e hietograma da chuva, nos tratamentos plantio direto sem terraços (ST) e plantio direto com terraços (CT), em evento de precipitação ocorrido em 20/01/2021 em Ponta Grossa, PR.



Fonte: O autor.

Ao observar o hidrograma de escoamento superficial (Figura 21), nota-se que a parcela com a prática mecânica de terraceamento agrícola (CT) teve comportamento similar a parcela sem terraço, com diferenças quanto a magnitude das vazões instantâneas, que foram mais baixas no CT. Na parcela ST houve uma vazão de pico de 13,27 L/min, que teve correspondência ao tempo onde houve a maior intensidade de precipitação. Para a parcela CT, houve menor vazão de pico (8,43 L/min) com correspondência em relação a maior intensidade de precipitação, tendo o escoamento iniciado às 17h45min e o término às 18h45min (duração de uma hora), enquanto na parcela sem terraço o escoamento iniciou às 17h47min e teve duração de 1h7min.

O tempo de ascensão do escoamento superficial na parcela sem terraço foi menor do que o da recessão, em que durante a ascensão atingiu-se o pico às 18h05min, enquanto a recessão durou 50 min (Figura 21). Para a parcela com terraço os tempos de ascensão e para atingir a vazão de pico foram similares ao do tratamento sem terraço, porém a magnitude foi menor e o tempo de recessão durou 40 min. Mesmo com a prática do terraceamento agrícola houve a geração de escoamento superficial no tratamento CT, e isso deve-se a área de contribuição entre o último terraço e a calha medidora de escoamento, que representava 1.954,88 m².

Nas investigações de Bertol et al. (2008), foram verificados que as coberturas por culturas podem produzir menores volumes de escoamento em plantio direto, estes autores encontram redução na taxa de escoamento na cultura da soja em 36% e no milho em 48%. Além

do resíduo remanescente no solo, que pode contribuir para diminuir o escoamento, respectivamente em plantio direto (SILVA et al., 2006). Tais achados também foram observados neste experimento, o qual no primeiro evento (30/06/2020), a cobertura do milho foi importante para atenuar o escoamento e no segundo evento (20/01/2021), a soja encontrava-se em pleno desenvolvimento vegetativo.

O incremento de fitomassa através da rotação de culturas permite cobertura permanente na superfície do solo e, juntamente com a vegetação viva, proporcionam melhoria da estrutura do solo, aumentando a infiltração e o armazenamento de água no solo (GROFF, 2015). Embora a maior quantidade de cobertura sobre o solo tenha efeitos positivos, somente ela pode não ser suficiente para controlar o escoamento completamente, sendo que práticas auxiliares são importantes, principalmente quando ocorrerem chuvas extremas, com maiores magnitudes em altura e intensidade.

Didoné et al. (2014), relatam que a elevada formação de escoamento em plantio direto indica a necessidade de adoção de práticas complementares de medida de conservação, como o controle mecânico por terraceamento. No tratamento ST a adoção parcial de práticas conservacionistas resultou em maior escoamento, sendo necessário combinar a prática de plantio direto com outras que promovam controle mais efetivo do escoamento, com observado no CT.

Em estudo realizado no Sul do Brasil utilizando terraços em nível como prática complementar em plantio direto, houve redução de 78% no volume total escoado e de 79% na vazão de pico, na média de 31 eventos, indicando a eficiência dos terraços no controle do escoamento superficial (LONDERO et al., 2018). Os autores concluíram que em plantio direto sem práticas complementares, o alto volume de escoamento superficial observado indicou um desequilíbrio hidrológico influenciado pela elevada magnitude das chuvas, baixa cobertura do solo e alta umidade antecedente. Em estudo mais recente, constatou-se que mesmo o plantio direto com grande aporte de fitomassa, uso de rotação de culturas e/ou escarificação não foi suficiente em controlar o escoamento superficial em eventos de média e alta precipitação. Em contrapartida, o terraceamento reduziu significativamente as variáveis de escoamento, corroborando mais uma vez com a importância do uso de práticas complementares para controlar o escoamento durante eventos críticos de precipitação (LONDERO et al., 2021).

Para Levien (2011), em áreas de plantio direto os volumes de escoamento são significativos quando há maiores intensidades de precipitação ou quando a chuva tem longa duração, tornando-se ainda mais acelerado principalmente em áreas com declividades e

comprimentos de rampa maiores. Esses achados corroboram com o da presente pesquisa, pois os terraços associados ao plantio direto serviram para reduzir o escoamento superficial nos hidrogramas e isso foi devido a menor área de contribuição que é correspondente ao menor comprimento de rampa.

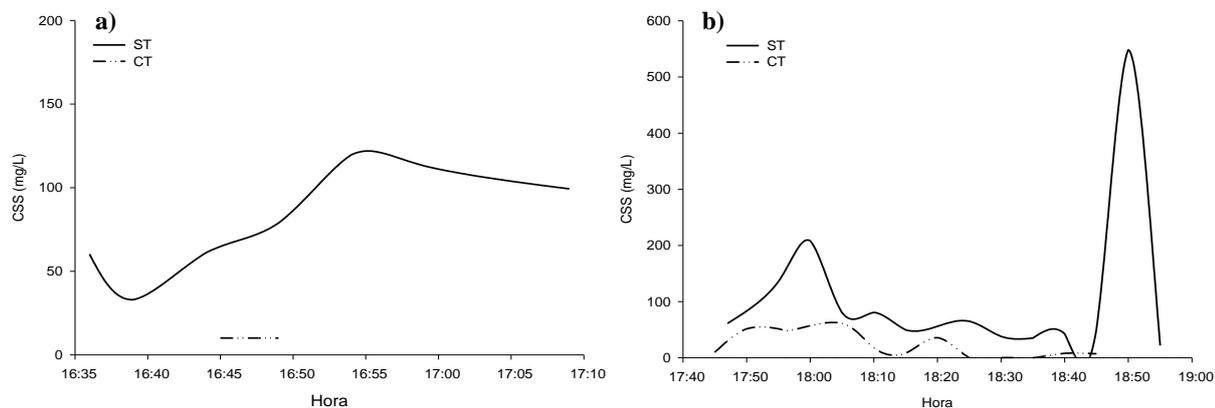
Salienta-se que neste estudo não ocorreram eventos extremos de precipitação e estas foram as principais causas de terem sido observados poucos eventos de escoamento e baixas vazões. Por outro lado, devido a ocorrência de eventos extremos de precipitação após 14 anos de estudos no município de Ponta Grossa, Merten et al. (2015) sugerem o uso de terraceamento agrícola em plantio direto como prática complementar para controle das perdas de água e solo pelo escoamento superficial.

6.3.3 Concentração de sedimentos em suspensão

Na figura 22a são apresentados os dados de concentração de sedimentos em suspensão (CSS) do evento de precipitação de 30/06/2020. No tratamento CT os valores de CSS foram muito baixos (10,1 mg/L) e são explicados pelo fato de que o escoamento superficial foi pequeno, com baixa capacidade de transporte de sedimentos, tendo duração de apenas 6 min. Na investigação de Menezes; Marcuzzo; Pedrollo (2021), os autores observam que as baixas vazões tem pouca carga de sedimentos no fluxo pois as maiores CSS tem tendência de coincidirem com os maiores fluxos de vazão.

No tratamento ST, os valores também foram baixos, com variação entre 60,28 a 119,62 mg/L, no entanto, estes foram maiores que no tratamento com terraços, explicados pela maior energia do escoamento superficial em relação ao tratamento CT. As maiores CSS foram observadas durante o recesso do escoamento superficial e este comportamento pode ser devido a chegada na calha H de sedimentos que foram desagregados pela energia das chuvas e estavam prontamente disponíveis, porém a maiores distâncias do exutório (da calha).

Figura 22 - Concentração de sedimentos em suspensão (CSS) nos tratamentos plantio direto sem terraços (ST) e plantio direto com terraços (CT). a) evento ocorrido em 30/06/2020. b) evento ocorrido em 20/01/2021.



Fonte: O autor.

Na figura 22b são apresentados os dados de CSS do evento de precipitação em 20/01/2021. No tratamento CT a CSS variou de 0,01 a 61,24 mg/L, valores estes superiores aos observados no evento de 30/06/2020, explicados pelo fato de que houve maior escoamento superficial, com maior capacidade de transportar sedimentos da área de contribuição entre o último terraço até a calha H (1.954,88 m²), tendo duração de 1h. O tratamento ST produziu maiores CSS do que o tratamento CT, com valores que variaram entre 21,8 a 548,44 mg/L, sendo que os maiores valores foram observados durante o recesso do escoamento superficial. As maiores CSS no ST ocorrem pois não há barreiras físicas ao livre escoamento como no CT, e isso faz com que se produza maior energia de transporte de sedimentos durante o escoamento. O aumento da CSS no recesso pode ser devido a chegada de sedimentos na calha H que estavam disponíveis e foram desagregados pela energia das chuvas, porém a distâncias maiores.

Londero et al. (2018), observou valores médios de CSS de 0,31 g/L e máximo de 2 g/L em área de plantio direto e de 0,45 g/L e máximo de 8 g/L em plantio direto associado ao terraceamento. Os autores encontraram valores maiores no tratamento com terraços pois houve o rompimento do último terraço devido ao elevado fluxo de escoamento produzido decorrente de chuva com elevada intensidade, além das características de solo com 47% de argila. Em contraponto, esses resultados diferem dos encontrados nesta presente pesquisa, o qual foram encontradas maiores concentrações no tratamento ST, pois os solos dos terraços já se encontravam estabilizados e com cobertura, além do volume e intensidade de precipitação que foi menor do encontrado pelos autores.

Didoné et al. (2021), verificou que em recorrentes eventos o maior fluxo de concentração de sedimentos ocorreu antes dos maiores picos de vazão, e isso pode ser explicado

pelo fato de que os eventos de erosão anteriores acabavam deixando sedimentos prontamente disponíveis na superfície do solo. Estes achados são diferentes dos observados na presente pesquisa, pois as maiores CSS ocorreram após as vazões de pico, e a explicação para isso se dá pelo tempo de atraso na chegada de sedimentos prontamente disponíveis que estavam a maiores distâncias da calha H.

Deuschle et al. (2019), sugere que seja bem planejado o uso das terras e as práticas agrícolas para reduzir as CSS e o escoamento. Para melhorar estas situações, práticas mecânicas para controlar o escoamento e a rotação de culturas devem ser reintroduzidas em sistema de plantio direto (TIECHER et al., 2018). Estes trabalhos corroboram de fato com este estudo, que mostra as respostas dos terraços em reduzir o escoamento e a CSS.

Existe a necessidade de estudos direcionados ao tema que envolvam grandes parcelas para quantificar as práticas de manejo que sejam eficazes em controlar o escoamento superficial. Segundo Bertol et al. (2011), a maioria dos trabalhos que envolveram perdas de água e sedimentos no Brasil em sistemas de manejo do solo foram realizados em escalas de pequenas parcelas, com chuva natural ou simulada.

6.3.4 Escoamento superficial e produção de sedimentos

Na tabela 9 são apresentados os valores de precipitação (P), volume total de escoamento superficial (VT), lâmina total escoada (LE), vazão de pico (QP), produção de sedimentos (PS), produção de sedimentos específica (PSE) e concentração média de sedimentos em suspensão (CSS) nos tratamentos ST e CT, resultante dos eventos de precipitação em 30/06/2020 e 20/01/2021.

Tabela 9 – Escoamento superficial e produção de sedimentos nos tratamentos de plantio direto sem terraços (ST) e plantio direto associado ao terraceamento (CT) em dois eventos de precipitação.

Data	Trat.	P (mm)	VT (L)	LE (mm)	QP (L/min)	PS kg	PSE kg/ha	CSS (mg/L)
30/06/2020	ST	28,0	57,9	0,004	5,00	0,003	0,0022	55,7
	CT	28,0	2,4	0,0001	1,02	0,00002	0,00001	10,1
20/01/2021	ST	55,6	259,6	0,018	13,27	0,031	0,0208	118,0
	CT	55,6	157,7	0,010	8,43	0,006	0,004	40,55

P – precipitação; VT – volume total escoado; LE – lâmina total escoada; QP – vazão de pico; PS - produção de sedimentos; PSE – produção de sedimentos específica; CSS – Concentração média de sedimentos em suspensão. Fonte: O autor.

No evento ocorrido em 30/06/2020, observa-se que houve lâmina precipitada de 28 mm e que o tratamento CT reduziu em magnitude as variáveis em comparação ao ST, sendo a redução em porcentagem para VT e LE: 95,9%; QP: 79,6%; PS: 99,3%; PSE: 99,5% e CSS: 81,9%. Já no evento do dia 20/01/2021, houve maior lâmina máxima precipitada, a qual foi de 55,6 mm e os terraços reduziram a magnitude das variáveis em relação ao ST, da seguinte forma, em porcentagem: VT e LE: 39,3%; QP: 36,5%; PS: 80,6%; PSE: 80,8% e CSS: 65,6%. A explicação para as diferenças no comportamento das perdas entre as datas e os tratamentos se devem, respectivamente, as diferentes alturas e intensidade de precipitações, e da capacidade de redução do fluxo de escoamento pelo tratamento CT, devido ao menor comprimento de rampa e menor área de contribuição.

Verifica-se os maiores escoamentos e produção de sedimentos na parcela ST, devido ao efeito do comprimento do declive. Resultados neste sentido foram observados por Barbosa et al. (2012), que ressalta a necessidade de maior quantidade de resíduos para aumentar o comprimento crítico de declive, além de práticas complementares conservacionistas que reduzam o escoamento e dificultem a remoção de resíduos pelo fluxo superficial, aumentando o controle da erosão hídrica.

Em investigações de Bertol et al. (2011b), seus resultados indicam a necessidade de contenção do escoamento superficial em áreas que são manejadas sobre plantio direto, o que pode ser obtido por meio da implantação de sistema de terraceamento bem dimensionado. Tais achados dão suporte a este trabalho que demonstra a redução do escoamento em plantio direto quando associado aos terraços, mesmo quando ocorrem chuvas e escoamento superficial de baixo volume.

Outras preocupações estão associadas a intensidade de precipitação, como ressaltam Cogo; Levien; Schwarz (2003). Quando ocorrem precipitações de maiores intensidades a tendência é que superem a infiltração e que na sequência se inicie o escoamento superficial, acelerado quando não há práticas de controle para disciplinar o escoamento. Este efeito ainda pode ser maior em áreas com maiores declividades e comprimentos de rampa e, portanto, este começa a adquirir maior energia durante o fluxo sobre a superfície, deixando o solo mais suscetível à desagregação e causando maiores perdas de solo. Esses foram efeitos evidentes que promoveram maior escoamento e transporte de sedimentos no tratamento ST.

O tratamento CT diminuiu em magnitude todas as variáveis estudadas. Os resultados estão de acordo com os obtidos por Exterkoetter et al. (2019), os quais observaram transporte

de sedimentos via escoamento 2,2 vezes maior em áreas sem uso de terraços agrícolas do que em relação as áreas que tinham terraços.

7 CONCLUSÕES

Os terraços tiveram suas dimensões reduzidas e, conseqüentemente, diminuição na capacidade de represar o escoamento superficial. A dimensão da base teve redução de 15%, a altura do dique de 35% e a seção transversal reduziu em 46% do início ao final da pesquisa. Tais reduções ocorreram pelo tempo, pelo volume precipitado e pela erosividade acumulada das chuvas.

A lâmina de escoamento superficial represada nos canais variou entre os terraços, demonstrando que o escoamento não é uniforme na área de estudo. Para a deposição de sedimentos nos canais dos terraços, constatou-se que quando a precipitação foi duplicada a deposição aumentou em 1,66 vezes e quando duplicou-se a erosividade o aumento foi de 1,53 vezes. Tais deposições foram influenciadas pela textura do solo e declividade.

Os terraços em nível no plantio direto reduziram a vazão de pico do escoamento superficial em 72,1% (média de seis eventos), o volume total escoado em 49,6% e a concentração de sedimentos em suspensão em 70,8% (média de dois eventos), indicando assim sua eficácia no controle do escoamento superficial.

Apesar do monitoramento ter ocorrido em curto período de tempo e ter sido registrado eventos de escoamento superficial de baixa magnitude, fica evidente a eficiência dos terraços em diminuir o volume do escoamento superficial, a vazão de pico e a concentração de sedimentos em suspensão. No entanto, salienta-se que sejam feitos trabalhos adicionais na região do Campos Gerais/PR, com períodos maiores de monitoramento para ser possível avaliar o comportamento dos terraços em eventos extremos de precipitação e de escoamento, além da inserção do terraceamento em escala de bacia hidrográfica.

REFERÊNCIAS

- ABREU, S.; REICHERT, J.; REINERT, D. Escarificação mecânica e biológica para a redução da compactação em Argissolo franco-arenoso sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, n. 3, p. 519–531, 2004.
- ACKERMANN, O.; ZHEVELEV, H. M.; SVORAY, T. Agricultural systems and terrace pattern distribution and preservation along climatic gradient: From sub-humid mediterranean to arid conditions. **Quaternary International**, v. 502, p. 319–326, 2019.
- ALAVINIA, M.; SALEH, F. N.; ASADI, H. Effects of rainfall patterns on runoff and rainfall-induced erosion. **International Journal of Sediment Research**, v. 34, n. 3, p. 270–278, 2019.
- ALCÂNTARA, F. A. DE et al. Adubação verde na recuperação da fertilidade de um Latossolo Vermelho-Escuro degradado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 35, n. 2, p. 277–288, 2000.
- ALMEIDA, W. S. DE et al. Erosão hídrica em diferentes sistemas de cultivo e níveis de cobertura do solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, n. 9, p. 1110–1119, 2016.
- AMARAL, A. J. DO et al. Redução da erosão hídrica em três sistemas de manejo do solo em um Cambissolo Húmico da região do Planalto Sul-Catarinense. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 5, p. 2145–2155, 2008.
- AMARAL, W. J. et al. Monitoramento da água do ribeirão Camarão/Lajes no município de Florestal, Minas Gerais. **Revista Ponto de Vista**, v. 8, n. 1, p. 88–97, 2019.
- AN, J. et al. Soil aggregate loss affected by raindrop impact and runoff under surface hydrologic conditions within contour ridge systems. **Soil and Tillage Research**, v. 209, p. e104937, 2021.
- ARCOVA, F. C. S.; CICCIO, V. DE; ROCHA, P. A. B. Precipitação efetiva e interceptação das chuvas por floresta de Mata Atlântica em uma microbacia experimental em Cunha-São Paulo. **Revista Árvore**, v. 27, n. 2, p. 257–262, 2003.
- ATASOY, M. A check list of Mediterranean plants to control erosion in Turkey. **ISJ Theoretical & Applied Science**, **11 (67)**, p. 147–152, 2018.
- AYER, J. E. B. et al. Erosão hídrica em Latossolos Vermelhos distróficos. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 45, n. 2, p. 180–191, 2015.
- BARBOSA, F. T. et al. Proporção e tamanho de sedimentos e teor de carbono orgânico na enxurrada e no solo para dois cultivos e duas formas de semeadura. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, p. 1701–1710, 2010.
- BARTON, A. et al. Effects of soil conservation measures on erosion rates and crop productivity on subtropical Ultisols in Yunnan Province, China. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 104, n. 2, p. 343–357, 2004.
- BERTOL, I.; COGO, N. P.; LEVIEN, R. Erosão hídrica em diferentes preparos do solo logo após as colheitas de milho e trigo, na presença e na ausência dos resíduos culturais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 21, n. 3, p. 409–418, 1997.

BERTOL, I. et al. Escoamento superficial em diferentes sistemas de manejo em um Nitossolo Háplico típico. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 12, p. 243–250, 2008.

BERTOL, I. et al. Erosão hídrica em campo nativo sob diversos manejos: perdas de água e solo e de fósforo, potássio e amônio na água de enxurrada. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 4, p. 1421–1430, 2011a.

BERTOL, O. J. et al. Perda de nutrientes via escoamento superficial no sistema plantio direto sob adubação mineral e orgânica. **Ciência Rural**, v. 41, p. 1914–1920, 2011b.

BERTOL, I. et al. Soil water erosion under different cultivation systems and different fertilization rates and forms over 10 years. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, n. 6, p. 1918–1928, 2014.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 7. ed. São Paulo: Ícone, 2010. 355p.

BLAKE, W. et al. Connectivity between land, water, and people: integrating process concepts and assessment evidence across disciplines for co-design of soil erosion solutions. **Authorea Preprints**, 2020. DOI: 10.22541/au.158739998.86991594.

BOLLIGER, A. et al. Taking stock of the Brazilian “zero-till revolution”: A review of landmark research and farmers’ practice. **Advances in agronomy**, v. 91, p. 47–110, 2006.

CAMPOS, B.-H. C. DE et al. Avaliação temporal da umidade do solo como consequência do tipo e percentagem de cobertura vegetal. **Ciência Rural**, v. 24, n. 3, p. 459–463, 1994.

CANTALICE, J. R. B. et al. Hidráulica do escoamento e transporte de sedimentos em sulcos em solo franco-argilo-arenoso. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, n. 4, p. 597–607, 2005.

CARRETTA, L. et al. Evaluation of runoff and soil erosion under conventional tillage and no-till management: A case study in northeast Italy. **Catena**, v. 197, p. e104972, 2021.

CHALISE, D. et al. Assessing the impacts of tillage and mulch on soil erosion and corn yield. **Agronomy**, v. 10, n. 1, p. 1-13, 2020.

CHEN, J. et al. Effects of land use and land cover on soil erosion control in southern China: Implications from a systematic quantitative review. **Journal of Environmental Management**, v. 282, p. e111924, 2021.

CHEN, D.; WEI, W.; CHEN, L. How can terracing impact on soil moisture variation in China? A meta-analysis. **Agricultural Water Management**, v. 227, p. e105849, 2020.

CHOWANIAK, M. et al. Effect of tillage and crop management on runoff, soil erosion and organic carbon loss. **Soil Use and Management**, v. 36, n. 4, p. 581–593, 2020.

COGO, N. P.; LEVIEN, R.; SCHWARZ, R. A. Perdas de solo e água por erosão hídrica influenciadas por métodos de preparo, classes de declive e níveis de fertilidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, n. 4, p. 743–753, 2003.

- CORREA, M. G. G.; GALVANI, E. Análise estatística da variabilidade da precipitação pluviométrica para a bacia hidrográfica do rio Piquiri-PR. **Boletim Paulista de Geografia**, n. 96, p. 1–10, 2017.
- DA SILVA, C. W. G. et al. Uso de instrumento de baixo custo na medição de precipitação pluviométrica no município de Salgueiro-PE. **Revista Semiárido De Visu**, v. 5, n. 1, p. 38–44, 2017.
- DA CRUZ, D. C. et al. Evaluation of soil erosion process and conservation practices in the paragominas-pa municipality (Brazil). **Geographia Technica**, v. 14, n. 1, 2019.
- DE ALMEIDA, W. S. et al. Effect of soil tillage and vegetal cover on soil water infiltration. **Soil and Tillage Research**, v. 175, p. 130–138, 2018.
- DIDONÉ, E. J. et al. Impact of no-tillage agricultural systems on sediment yield in two large catchments in Southern Brazil. **Journal of Soils and Sediments**, v. 14, n. 7, p. 1287–1297, 2014.
- DIDONÉ, E. J. et al. Mobilization and transport of pesticides with runoff and suspended sediment during flooding events in an agricultural catchment of Southern Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, p. 1–17, 2021.
- D. MEYER, L.; R. FOSTER, G.; NIKOLOV, S. Effect of Flow Rate and Canopy on Rill Erosion. **Transactions of the ASAE**, v. 18, p. 905–911, 1975.
- DE OLIVEIRA COSTA, C. D. et al. PROPRIEDADES FÍSICAS DOS SOLOS DE UMA SUB-BACIA HIDROGRÁFICA SOB PROCESSO DE DEGRADAÇÃO. **Revista de Ciências Ambientais**, v. 13, n. 1, p. 15–31, 2019.
- DE SANTANA DANTAS, P. A. et al. Nível de conhecimento dos agricultores da região cacaueira da Bahia (Brasil) sobre a conservação do solo. **Agrotropica**, v. 24, n.1, p.05-14, 2012.
- DEUSCHLE, D. et al. Erosion and hydrological response in no-tillage subjected to crop rotation intensification in southern Brazil. **Geoderma**, v. 340, p. 157–163, 2019.
- EXTERKOETTER, R. et al. Potential of terracing to reduce glyphosate and AMPA surface runoff on Latosol. **Journal of Soils and Sediments**, v. 19, n. 5, p. 2240–2250, 2019.
- FEDERAÇÃO BRASILEIRA DE PLANTIO DIRETO NA PALHA – FEBRAPDP. **Histórico**. 2019. Disponível em: <https://febrapdp.org.br/historico>. Acesso: 29 de novembro de 2019.
- FRANCO, A. P. B. **Percepção, recomendação e adoção do terraceamento agrícola comparadas ao seu funcionamento**. 2018, 140 P. Tese (Doutorado em Ciências) - Universidade de São Paulo / Escola Superior de Agricultura Luís Queiroz, Piracicaba, 2018.
- FRANCKE, T. et al. Water and sediment fluxes in Mediterranean mountainous regions: comprehensive dataset for hydro-sedimentological analyses and modelling in a mesoscale catchment (River Isábena, NE Spain). **Earth System Science Data**, v. 10, n. 2, p. 1063–1075, 2018.

FRANCZISKOWSKI, M. A. et al. Propriedades físicas do solo no sistema de plantio direto e preparo reduzido, cultivado com plantas de cobertura. **Revista Engenharia na Agricultura**, v. 27, n. 6, p. 556–564, 2019.

GIRARDELLO, V. C. et al. Resistência do solo à penetração e desenvolvimento radicular da soja sob sistema plantio direto com tráfego controlado de máquinas agrícolas. **Scientia agraria**, v. 18, n. 2, p. 86–96, 2017.

GRIEBELER, N. P. et al. Modelo para o dimensionamento e a locação de sistemas de terraceamento em nível. **Engenharia Agrícola**, v. 25, n. 3, p. 696–704, 2005.

GRIEBELER, N. P.; CARVALHO, D. F. DE; MATOS, A. T. DE. Estimativa do custo de implantação de sistema de terraceamento, utilizando-se o sistema de informações geográficas. estudo de caso: Bacia do Rio Caxangá, PR. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 4, n. 2, p. 299–303, 2000.

GROFF, S. The past, present, and future of the cover crop industry. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 70, n. 6, p. 130-133, 2015.

GUAN, M. et al. Numerical modelling of hydro-morphological processes dominated by fine suspended sediment in a stormwater pond. **Journal of Hydrology**, v. 556, p. 87–99, 2018.

HAN, Z. et al. Estimating rill erosion and sediment transport processes along a saturated purple soil slope. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 101, n. 3, p. 1–10, 2021.

HORTON, R. E. Erosion development of streams and their drainage basin: hydrophysical approach too quantitative morphology. **Bulletin of the Geological Society of America**, v.56, p, 275-370, 1945.

IAPAR, INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ. **Cartas climáticas do Paraná: classificação climática – segundo Köppen**, 2009. CD-ROM.

IAPAR, INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ. **Dados meteorológicos históricos atuais**.<<http://www.idrparana.pr.gov.br/Pagina/Dados-Meteorologicos-Historicos-e-Atuais#>>. Acesso: 20 de junho de 2021.

JIONGXIN, X. Precipitation–vegetation coupling and its influence on erosion on the Loess Plateau, China. **Catena**, v. 64, n. 1, p. 103–116, 2005.

JOURGHOLAMI, M.; LABELLE, E. R. Effects of plot length and soil texture on runoff and sediment yield occurring on machine-trafficked soils in a mixed deciduous forest. **Annals of Forest Science**, v. 77, n. 1, p. 1–11, 2020.

KAVIAN, A. et al. Effectiveness of vegetative buffer strips at reducing runoff, soil erosion, and nitrate transport during degraded hillslope restoration in northern Iran. **Land degradation & development**, v. 29, n. 9, p. 3194–3203, 2018.

LABURDA, T. et al. SfM-MVS Photogrammetry for Splash Erosion Monitoring under Natural Rainfall. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 46, n. 5, p. 1067–1082, 2021.

- LESSELS, J.; BISHOP, T. A post-event stratified random sampling scheme for monitoring event-based water quality using an automatic sampler. **Journal of Hydrology**, v. 580, p. e123393, 2019.
- LEVIEN R. et al. Semeadura direta de milho com dois tipos de sulcadores de adubo, em nível e no sentido do declive do terreno. **Ciência Rural**, v. 41, p. 1003-1010, 2011.
- LIU, J. et al. Effect of soil internal forces on fragment size distributions after aggregate breakdown and their relations to splash erosion. **European Journal of Soil Science**, v. 72, n. 5, p. 2088–2101, 2021.
- LIU, S. et al. Effects of different terrace protection measures in a sloping land consolidation project targeting soil erosion at the slope scale. **Ecological Engineering**, v. 53, p. 46–53, 2013.
- LONDERO, A. L. et al. Impact of broad-based terraces on water and sediment losses in no-till (paired zero-order) catchments in southern Brazil. **Journal of soils and sediments**, v. 18, n. 3, p. 1159–1175, 2018.
- LONDERO, A. L. et al. Quantifying the impact of no-till on runoff in southern Brazil at hillslope and catchment scales. **Hydrological Processes**, v. 35, n. 3, p. e14094, 2021.
- MAGALHÃES, G. M. Análise da eficiência de terraços de retenção em sub-bacias hidrográficas do Rio São Francisco. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, p. 1109–1115, 2013.
- MARIOTI, J. et al. Erosão hídrica em semeadura direta de milho e soja nas direções da pendente e em contorno ao declive, comparada ao solo sem cultivo e descoberto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, n. 5, p. 1361–1371, 2013.
- MARTIN, E. O plantio direto no Estado do Rio Grande do Sul. In: **Encontro Nacional de Plantio Direto**, 3, Ponta Grossa, 1985. Anais. Ponta Grossa. Batavo. Fundação ABC, p. 15-16, 1985.
- MCLAUGHLIN, N. B.; CAMPBELL, A. J.; OWEN, G. T. Performance of hoe and triple disc furrow openers on no-till grain drills in a fine sandy loam soil. **Soil and Tillage Research**, v. 195, p. 104373, 2019.
- MELLO, C. R. DE et al. Abstração inicial da precipitação em microbacia hidrográfica com escoamento efêmero. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 7, p. 494–500, 2003.
- MENEZES, D. DE; MARCUZZO, F. F. N.; PEDROLLO, M. C. R. Estimativa da produção de sedimentos utilizando a curva-chave de sedimentos. **Ciência e Natura**, v. 43, p. e17, 2021.
- MENEZES, K. C.; PUIA, J. D.; MACHADO, A. H. R. A importância da elasticidade da matéria orgânica e de sua atuação na estabilidade dos agregados para o controle da compactação do solo. **Brazilian Journal of Animal and Environmental Research**, v. 3, n. 3, p. 1349–1356, 2020.
- MERCHÁN, D. et al. Dissolved solids and suspended sediment dynamics from five small agricultural watersheds in Navarre, Spain: A 10-year study. **Catena**, v. 173, p. 114–130, 2019.

MERTEN, G. et al. No-till surface runoff and soil losses in southern Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 152, p. 85–93, 2015.

MICHELLON, E.; REYDON, B. P.; CHICATI, M. L. Impacto econômico do manejo de solo e água em microbacias hidrográficas paranaenses. **Agropecuária Técnica**, v. 35, n. 1, p. 54–61, 2014.

MINELLA, J. P. G. et al. Identificação e implicações para a conservação do solo das fontes de sedimentos em bacias hidrográficas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 6, p. 1637–1646, 2007.

MINELLA, J. P. G. et al. Processos e modelagem da erosão: da parcela à bacia hidrográfica. In: **Manejo e Conservação do Solo e da Água no Contexto das Mudanças Climáticas**. PRADO, R. B. et al. (Org.) Rio de Janeiro: Embrapa Solos, p. 105–121, 2010.

MINELLA, J. P.; MERTEN, G. H.; MAGNAGO, P. F. Análise qualitativa e quantitativa da histerese entre vazão e concentração de sedimentos durante eventos hidrológicos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, n. 12, p. 1306–1313, 2011.

MORAIS, L. F. B. DE; COGO, N. P. Comprimentos críticos de rampa para diferentes manejos de resíduos culturais em sistema de semeadura direta em um Argissolo Vermelho da Depressão Central (RS). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 25, n. 4, p. 1041–1051, 2001.

MUKAKA, M.M. Statistics Corner: a guide to appropriate use of correlation coefficient in medical research. **Malawi Medical Journal**, v. 24, n. 3, p. 69–71, 2012.

NACHTIGALL, S. D. et al. Modelagem espacial da erosão hídrica do solo associada à sazonalidade agroclimática na região sul do Rio Grande do Sul, Brasil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 25, p. 933–946, 2020.

NASCIMENTO, R. J. A. et al. Selamento superficial e formação de crosta em solos representativos do Estado da Paraíba. **Colloquium Agrariae**, v. 15, n. 13, p. 79–93, 2019.

NOVARA, A. et al. The Effect of Shallow Tillage on Soil Erosion in a Semi-Arid Vineyard. **Agronomy**, v. 9, n. 5, p. 257, 2019.

NUNES, M. R. et al. Corn root and soil health indicator response to no-till production practices. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 285, p. e106607, 2019.

OLIVEIRA, J. R. S. DE et al. Comparative analysis of the performance of mixed terraces and level and graded terraces. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 34, n. 4, p. 351–357, 2012.

OLIVEIRA, Z. B. et al. Perdas de água por escoamento superficial a partir de diferentes intensidades de chuvas simuladas. **Irriga**, v. 18, n. 3, p. 415, 2018.

OGLE, S. M. et al. Climate and Soil characteristics Determine Where no-till Management can Store carbon in Soils and Mitigate Greenhouse Gas emissions. **Scientific Reports**, v. 9, n. 1, p. 1–8, 2019.

PASINI, F. et al. **Sistema de terraceamento para manejo agrícola**. Santa Maria: UFSM, 2017. 5p. (Informe Técnico, 76)

PENA, S. B. et al. Water erosion aspects of land degradation neutrality to landscape planning tools at national scale. **Geoderma**, v. 363, p. e114093, 2020.

PANACHUKI, E. et al. Perdas de solo e de água e infiltração de água em Latossolo Vermelho sob sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do solo**, v. 35, n. 5, p. 1777–1786, 2011.

PAULA, A. L. T.; PRUSKI f, F. **Sistema de monitoramento da infiltração de água em terraços e bacias de acumulação**. 2007. Disponível em: http://produtordeagua.ana.gov.br/Portals/0/DocsDNN6/documentos/Monitoramento_sugestao_alternativas.pdf. Acesso: 15 de janeiro de 2019.

PORTERFIELD, G. **Computation of fluvial-sediment discharge**. 2. ed. Washington: United States Geological Survey, 1977. 66 p.

PÖTTKER, D.; BEN, J. Calagem para uma rotação de culturas no sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 22, n. 4, p. 675–684, 1998.

PRUSKI, F. F. **Conservação do solo e da água: práticas mecânicas para o controle da erosão hídrica**. 2. ed. Viçosa: UFV, 2009. 279 p.

PRUSKI, F. F. et al. **Hidros: dimensionamento de sistemas hidroagrícolas**. Viçosa: UFV, 2006. 259 p.

QIAN, F.; CHENG, D.; LIU, J. Analysis of the water and soil erosion and infiltration characteristic in Ziquejie Terrace. **IERI Procedia**, v. 9, p. 13–19, 2014.

QUIJANO, L.; KUHN, N. J.; NAVAS, A. Effects of interrill erosion on the distribution of soil organic and inorganic carbon in different sized particles of Mediterranean Calcisols. **Soil and Tillage Research**, v. 196, p. e104461, 2020.

R Core Team. **R: A Language and Environment for Statistical Computing**. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2021.

RODRIGUES, A. L. M. et al. Influence of land use and land cover's change on the hydrological regime at a Brazilian southeast urbanized watershed. **Environmental Earth Sciences**, v. 78, n. 20, p. 1–13, 2019.

ROSSATO, L.; ALVALÁ, R. DOS S.; TOMASELLA, J. Variação espaço-temporal da umidade do solo no Brasil: análise das condições médias para o período de 1971-1990. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 19, n. 2, p. 113–122, 2004.

RHEINHEIMER, D. DOS S. et al. Phosphorus distribution after three decades of different soil management and cover crops in subtropical region. **Soil & Tillage Research**, v. 192, p. 33-41, 2019.

ROMDHANE, S. et al. Cover crop management practices rather than composition of cover crop mixtures affect bacterial communities in no-till agroecosystems. **Frontiers in Microbiology**, v. 10, p. 1618, 2019.

ROSE, C. **An Introduction to the env.** Cambridge University Press, 2004. 442 p.

RUFINO, R. L.; BISCAIA, R. C. M.; MERTEN, G. H. Determinação do potencial erosivo da chuva do estado do Paraná através da pluviometria: Terceira aproximação. **Revista Brasileira de Ciência do solo**, v. 17, p. 439-444, 1993.

SAHLI, Y. et al. Mapping surface water erosion potential in the Soummam watershed in Northeast Algeria with RUSLE model. **Journal of Mountain Science**, v. 16, n. 7, p. 1606–1615, 2019.

SANTOS, C. N. DO. **El Niño, La Niña e a erosividade das chuvas no Estado do Rio Grande do Sul.** 2008, 138 p. Tese (Doutorando em Ciências) - Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2008.

SANTOS, H. P. DOS; TOMM, G. O. Rotação de culturas para trigo, após quatro anos: efeitos na fertilidade do solo em plantio direto. **Ciência Rural**, v. 29, n. 2, p. 259–265, 1999.

SARI, V.; CASTRO, N. DOS R.; KOBIYAMA, M. Estimativa da concentração de sedimentos suspensos com sensores ópticos: revisão. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 20, n. 4, p. 816–836, 2015.

SCHICK, J. et al. Water erosion in a long-term soil management experiment with a Humic Cambisol. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 41, p. e0160383, 2017.

SCS - Soil Conservation Service. **Hydrology.** In: National engineering handbook. Washington: USDA, 1972. p.101-1023.

SHREVE, E.A.; DOWNS, A.C. **Quality-Assurance Plan for the Analysis of Fluvial Sediment by the U. S. Geological Survey Kentucky Water Science Center Sediment Laboratory.** Reston, Virginia: U.S. Geological Survey, 2005. 28p. (Open-File Report 2005, 1230).

SILVA, R. L.; DE MARIA, I. C. Erosão em sistema plantio direto: influência do comprimento de rampa e da direção de semeadura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, p. 554–561, 2011.

SILVA, F. A. M. DA et al. Dinâmica da água nas palhadas de milho, milho e soja utilizadas em plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 41, p. 717–724, 2006.

SORACCO, C. G. et al. Hydraulic conductivity and pore connectivity. Effects of conventional and no-till systems determined using a simple laboratory device. **Geoderma**, v. 337, p. 1236–1244, 2019.

SOUZA, F. G. DE et al. Losses of soil, water, organic carbon and nutrients caused by water erosion in different crops and natural savannah in the northern Amazon. **Revista Ambiente & Água**, v. 14, n. 1, 2019.

- SOUSA, R. et al. Potencial da espécie *Sphagneticola trilobata* (L.) Pruski para Recuperação de áreas degradadas. **Enciclopédia Biosfera**, v. 15, n. 27, 2018.
- STONE, L.; SILVEIRA, P. DA. Efeitos do sistema de preparo e da rotação de culturas na porosidade e densidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 25, n. 2, p. 395–401, 2001.
- TAVARES, A. S. et al. Modeling of water erosion by the erosion potential method in a pilot subbasin in southern Minas Gerais. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 40, n. 2, p. 555–572, 2019.
- TELLES, T. S. et al. Soil conservation practices in a watershed in Southern Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 91, n. 3, p. e20180578, 2019.
- TELES, J. S. et al. Desenvolvimento de Jiggs em solos de Santa Catarina com diferentes graus de compactação Jiggs development in Santa Catarina soils with different degrees of compaction. **Brazilian Journal of Development**, v. 7, n. 7, p. 69655–69670, 2021.
- THOMAS, D. T. et al. Ground cover, erosion risk and production implications of targeted management practices in Australian mixed farming systems: Lessons from the Grain and Graze program. **Agricultural systems**, v. 162, p. 123–135, 2018.
- TIECHER, T. et al. Fingerprinting sediment sources in a large agricultural catchment under no-tillage in Southern Brazil (Conceição River). **Land Degradation & Development**, v. 29, n. 4, p. 939–951, 2018.
- WALLING, D.E. Linking the field to the river: sediment delivery from agricultural land. In: BOARDMAN, J., FOSTER, I.D.L.; DEARING, J.A. (Ed.). **Soil erosion on agricultural land**. Chichester: John Wiley, 1990. p. 129-152.
- WISCHMEIER, W.H.; SMITH, D.D. **Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning**. Washington, United States Department of Agriculture, 1978. 58p. (Agriculture Handbook, 537).
- ZAMBON, N. et al. Splash erosion affected by initial soil moisture and surface conditions under simulated rainfall. **Catena**, v. 196, p. e104827, 2021.
- ZANIN, P. R.; BONUMA, N. B.; CORSEUIL, C. W. Hydrosedimentological modeling with SWAT using multi-site calibration in nested basins with reservoirs. **Brazilian Journal of Water Resources**, v. 23, p. e54, 2018.
- ZHANG, Y. et al. Why are the Longji Terraces in Southwest China maintained well? A conservation mechanism for agricultural landscapes based on agricultural multi-functions developed by multi-stakeholders. **Land Use Policy**, v. 85, p. 42–51, 2019.
- ZHAO, L. et al. Effect of soil surface roughness on infiltration water, ponding and runoff on tilled soils under rainfall simulation experiments. **Soil and Tillage Research**, v. 179, p. 47–53, 2018.
- ZONTA, J. H. et al. **Práticas de conservação de solo e água**. Campina Grande: Embrapa, 2012. 21 p. (Circular Técnica, 133).