

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE CIÊNCIAS RURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO**

Ana Lúcia Londero

**DINÂMICA DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL E DA EROSÃO EM
ENCOSTAS SOB PLANTIO DIRETO**

Santa Maria, RS
2019

Ana Lúcia Londero

**DINÂMICA DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL E DA EROSÃO EM ENCOSTAS
SOB PLANTIO DIRETO**

Tese apresentada ao Curso de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Área de Concentração em Conservação do Solo da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do grau de **Doutora em Ciência do Solo**.

Orientador: Prof. Dr. Jean Paolo Gomes Minella

Santa Maria, RS
2019

This study was financed in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Finance Code 001

Londero, Ana Lúcia
DINÂMICA DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL E DA EROSÃO EM
ENCOSTAS SOB PLANTIO DIRETO / Ana Lúcia Londero.- 2019.
151 p.; 30 cm

Orientador: Jean Paolo Gomes Minella
Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa
Maria, Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós
Graduação em Ciência do Solo, RS, 2019

1. Conservação do solo 2. Plantio direto 3.
Terraceamento 4. escoamento superficial 5. Erosão do
solo I. Gomes Minella, Jean Paolo II. Título.

Sistema de geração automática de ficha catalográfica da UFSM. Dados fornecidos pelo autor(a). Sob supervisão da Direção da Divisão de Processos Técnicos da Biblioteca Central. Bibliotecária responsável Paula Schoenfeldt Patta CRB 10/1728.

Declaro, ANA LÚCIA LONDERO, para os devidos fins e sob as penas da lei, que a pesquisa constante neste trabalho de conclusão de curso (Tese) foi por mim elaborada e que as informações necessárias objeto de consulta em literatura e outras fontes estão devidamente referenciadas. Declaro, ainda, que este trabalho ou parte dele não foi apresentado anteriormente para obtenção de qualquer outro grau acadêmico, estando ciente de que a inveracidade da presente declaração poderá resultar na anulação da titulação pela Universidade, entre outras consequências legais.

Ana Lúcia Londero

**DINÂMICA DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL E DA EROSÃO EM ENCOSTAS
SOB PLANTIO DIRETO**

Tese apresentada ao Curso de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Área de Concentração em Conservação do Solo da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do grau de **Doutora em Ciência do Solo**.

Aprovada em 29 de outubro de 2019

Jean Paolo Gomes Minella, Dr. (UFSM)
(Presidente/Orientador)

Alexandre Swarowsky, Dr. (UFSM)

Cleudson José Michelin, Dr. (IFFar)

Madalena Boeni, Dr. (SEAPI)

Tiago De Andrade Neves Hörbe, Dr. (UFSM)

Santa Maria, RS
2019

À minha família, pelo apoio e incentivo perante essa caminhada; ao meu avô Nelson Wommer, grande incentivador dos meus estudos.

AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente, a Deus, que me deu força para enfrentar os desafios impostos nesta jornada, guiando-me pelo caminho da esperança e dando-me força para continuar com otimismo e alegria.

À minha família, aos meus pais, que sempre incentivaram minhas escolhas e participaram de cada etapa; ao meu irmão, meu grande incentivador e companheiro, e à minha avó, pelas palavras de incentivo e desejo de cuidados: a minha eterna gratidão.

Também agradeço ao Lucas e à Aline pela amizade e pelo incentivo durante este período.

Ao meu namorado Ronaldo, pelo companheirismo e incentivo, dando-me força e apoio em todos os momentos, e pela companhia nos estudos.

Ao professor e orientador Jean Minella, pelas palavras de apoio e compreensão, além disso, pela dedicação, pelos ensinamentos e pelos conselhos nas tomadas de decisões: meu muito obrigada.

À Universidade Federal de Santa Maria, pelo ensino de qualidade e pela abertura e disponibilidade do seu espaço físico para a realização do meu trabalho, em especial ao Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo; aos professores, funcionários e colegas (estudantes do programa), pela boa relação durante este período e pela amizade.

Aos funcionários e pesquisadores do Centro de Pesquisa de Sementes de Júlio de Castilhos “Fepagro”, pelo apoio na condução do experimento.

À CAPES, pela concessão da bolsa de estudos, e ao Projeto Mais Água, pelo apoio financeiro para a realização do projeto.

Também quero agradecer ao Projeto Capes COFECUB, pela concessão da bolsa que oportunizou a realização do Doutorado Sanduíche junto ao “Le Laboratoire des Sciences du Climat et de l'Environnement, em especial ao Pesquisador Olivier Evrad: em nome dele, agradecer a toda a equipe do laboratório pelos ensinamentos e pelo acolhimento. Também, durante esse período de intercâmbio, tive a oportunidade de conhecer estudantes e pesquisadores, foi uma experiência com muita troca de conhecimento. Além disso, agradeço à “Maison du Brésil”, pelo período de hospedagem, e, em especial, aos amigos que lá conquistei, especialmente no 5º andar.

Aos meus familiares e amigos, que sempre demonstraram apoio e incentivaram-me nessa jornada de estudos. Também quero agradecer aos amigos que conquistei junto ao Grupo GEPOC.

Meu carinho especial ao Grupo Física do Solo, particularmente aos colegas do Grupo GIPEHS, pelos bons momentos de convivência, trabalho em equipe, coleta de eventos, momentos de lazer e pela amizade formada. Sem o apoio de cada um, o trabalho não teria sido desenvolvido. Levo cada um que passou por esse grupo, ou que permanece nele, no meu coração, vocês sempre serão minha segunda família. Muito obrigada.

“Nunca saberemos o quão forte somos até que ser forte seja a única escolha”.

RESUMO

DINÂMICA DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL E DA EROSÃO EM ENCOSTAS SOB PLANTIO DIRETO

AUTOR: ANA LÚCIA LONDERO
ORIENTADOR: JEAN PAOLO GOMES MINELLA

O plantio direto (PD) é adotado mundialmente, no Brasil, e abrange mais de 32 milhões de hectares, sendo utilizado como uma estratégia de conservação do solo. No entanto, estudos conduzidos no Sul do Brasil, região que se destaca na produção agrícola sob PD, demonstram, em seus resultados, problemas de erosão, destacando-se que a causa é o atual manejo adotado com o binômio soja/trigo ou aveia, promovida pela simplificação dos seus princípios e favorecendo a formação do escoamento superficial. Dessa forma, o objetivo deste estudo é avaliar o comportamento hidrológico e erosivo de encostas agrícolas sob plantio direto e diferentes condições de manejo de água, solo e planta. O estudo foi conduzido no Centro de Pesquisa em Sementes, localizado em Júlio de Castilhos, onde o solo é classificado como Nitossolo Vermelho Distroférrico. Seis unidades de monitoramento foram exploradas: duas bacias de ordem zero (2,4ha) com curvatura convergente e quatro macroparcelas retilíneas (0,6ha). As perdas de água e solo foram monitoradas em seções de monitoramentos instaladas no exutório das encostas e sob condição de chuva natural. O manejo de água testado foi a presença de terraços (com e sem terraço) e os manejos de solo e de planta testados foram a escarificação e a rotação de cultura. O período de monitoramento ocorreu entre 2014 e 2018, totalizando 63 eventos nas bacias e 27 nas macroparcelas. Os resultados demonstram que o plantio direto adotado não é suficiente para controlar o escoamento superficial e os processos erosivos. A adoção do manejo de água reduziu em 56% as perdas de água e em 70% as de solo. O manejo de planta pronunciando maior adição de fitomassa não se mostrou eficiente no controle do escoamento superficial para eventos de média e alta magnitude, mas foi eficiente no controle das perdas de solo. O manejo de solo (escarificação) apenas reduziu as perdas de água em relação ao plantio com baixa adição de fitomassa, não sendo um manejo recomendável. Os parâmetros hidráulicos foram estimados e apresentados considerando a magnitude da chuva e a sazonalidade da cobertura, reforçando os benefícios da adoção do terraceamento e da influência do relevo na propagação do escoamento superficial. Isso demonstrou a importância de estudos de monitoramento em escala de encosta e de bacia pareadas, para a compreensão do comportamento hidrológico e sedimentológico de diferentes práticas de manejo de água, solo e planta associadas ao plantio direto e a determinação de estratégias de práticas de manejos mais conservacionistas para o desenvolvimento da agricultura.

Palavras-chave: monitoramento hidrológico, número da curva, manejo de água, produção de sedimentos, terraceamento, agricultura conservacionista, cultivo conservacionista.

ABSTRACT

RUNOFF AND EROSION DYNAMICS ON HILLSLOPES UNDER NO-TILL

AUTHOR: ANA LUCIA LONDERO

ADVISOR: JEAN PAOLO GOMES MINELLA

No-till (NT) is adopted worldwide. In Brazil, it covers more than 32 million hectares and is used as a strategy for soil conservation. However, research led in South Brazil, a region which stands out in NT agricultural production, show erosion problems in its results, highlighting that the current land management, soybeans/wheat or oats binomial, simplifies NT's principles and favors surface runoff. Therefore, this study evaluates the hydrological and erosive behavior of agricultural hillslopes under NT and different water, soil and plant management conditions. The study took place at the Seeds Research Center, in Júlio de Castilhos, where the soil is classified as a Nitisol. Six monitoring units were exploited: two zero-order catchments (2.4 ha) of convergent curvature and four rectilinear macroplots (0.6 ha). Water and soil losses were measured at monitoring sections installed on the outlet of each hillslope, under natural rainfall condition. As water management, the use of terraces was tested (with and without terraces), while scarification and crop rotation were tested as soil and plant managements. Monitoring occurred between 2014 and 2018, with a total of 63 monitored events in the catchments and 27 in the macroplots. The results demonstrate that used NT is not enough to control runoff and erosive processes. The introduction of water management reduced water losses in 56% and 70% of soil losses. The adoption of water management reduced water loss in 56% and soil loss in 70%. Plant management pronouncing greater phytomass addition was not efficient in controlling runoff for medium and high magnitude events, but it was efficient in controlling soil losses. Soil management (scarification) only reduced water losses when compared to planting with low addition of phytomass, and is not a recommended management. The hydraulic parameters were estimated and presented considering the magnitude of the rainfall and cover seasonality, reinforcing the benefits of the adoption of terracing and the influence of the relief in runoff propagation. This demonstrated the importance of monitoring studies on paired hillslope and catchment scales, in order to understand the hydrological and sedimentological behavior of different water, soil and plant management practices associated with no-tillage and the determination of more conservationist strategies for agricultural development.

Keywords: hydrological monitoring, curve number, water management, sediment yield, terracing, conservation agriculture.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Princípios do Sistema Plantio Direto	32
Figura 2 – Encosta agrícola após evento de chuva no período pós colheita de soja	35
Figura 3 – Localização da área experimental e disposição das oito unidades de monitoramento compostas por duas bacias de ordem zero e seis macroparcelas na paisagem.	50
Figura 4 – Médias da precipitação e da erosividade para a área de estudo	51
Figura 5 – Arranjo experimental das bacias de ordem zero e das macroparcelas na paisagem	52
Figura 6 – Representação dos índices topográficos na bacia sem terraço	53
Figura 7 – Representação dos índices topográficos na bacia com terraço	54
Figura 8 – Evolução temporal da construção, da acomodação e da reconstrução dos terraços	56
Figura 9 – Representação dos terraços após evento de chuva e extremidades fechadas	57
Figura 10 – Calendário agrícola do uso e manejo de solo adotado na NTC e TC no período de (2014-2018).	58
Figura 11 – Produção de fitomassa das culturas na NTC e TC	59
Figura 12 – Índices topográficos das macroparcelas	60
Figura 13 – Implemento utilizado (a) e mobilização do solo promovida pela escarificação (b)	62
Figura 14 – Calendário agrícola estabelecido para as seis macroparcelas	62
Figura 15 – Produção de fitomassa das macroparcelas	63
Figura 16 – Seção de monitoramento hidrossedimentométrico das bacias de ordem zero no período de 2014-2015	66
Figura 17 – Diferentes tempos de retardo do Lag time	70
Figura 18 – Análise ilustrativa das três principais classes de laço de histerese, com laço horário (a) laço anti-horário (b) e laço com formato em oito (c).	74
Figura 19 – Distribuição temporal dos eventos monitorados	78
Figura 20 – Caracterização e distribuição anual das chuvas monitoradas nas bacias de ordem zero	80
Figura 21 – Intensidades das chuvas para intervalos de tempo de 10, 30 e 60 minutos	81
Figura 22 – Volume total perdido anualmente devido ao escoamento superficial na NTC e TC	84
Figura 23 – Porcentagem anual do escoamento superficial na NTC e TC	85
Figura 24 – Relação entre a infiltração total aparente e a intensidade de chuva de 30 minutos para os eventos monitorados na NTC	87
Figura 25 – Variação dos valores do Número de Curva (CN) em função das precipitações para a condição com e sem terraço	89
Figura 26 – Variação dos valores do Número de Curva (CN) em função das precipitações para baixa e alta cobertura de solo, apenas para a bacia sem terraço.	90
Figura 27 – Resposta da Vazão máxima (Qpeak) anual na bacia sem e com terraço.	91
Figura 28 – Formação do escoamento superficial na bacia sem terraço	92
Figura 29 – Parâmetro de escoamento superficial estimado (Cest) para I30 na bacia sem e com terraço	93
Figura 30 – Pico de descarga unitário (Qu) estimado para NTC e TC	93
Figura 31 – Variações na concentração máxima e média de sedimento em suspensão medidos nas bacias de ordem zero	94
Figura 32 – Produção de sedimento (PS) nas bacias NTC e TC no período de monitoramento	95
Figura 33 – Assimetria dos hidrogramas na NTC e TC	98

Figura 34 – Hietograma, hidrogramas e sedimentogramas monitorados nas bacias NTC e TC em 14/09/2014.....	99
Figura 35 – Hietograma, hidrogramas e sedimentogramas com múltiplos picos na NTC e TC para o evento ocorrido em 24/12/2015.	100
Figura 36 – Rugosidade após a semeadura da cultura da soja em evento ocorrido no dia 24/12/2015	101
Figura 37 – Comportamento das variáveis de Lag Time para o conjunto de eventos monitorados na NTC e TC.....	102
Figura 38 – Tempo entre início da chuva até início da Q (TLR) na NTC e TC	103
Figura 39 – Tempo de duração do escoamento superficial (TB) na NTC e TC	104
Figura 40 – Tempo entre o centro de massa da chuva e Qpeak para as duas condições de cobertura do solo.....	105
Figura 41 – Índices de histerese calculados para cada evento na NTC e TC.	106
Figura 42 – Índice de histerese considerando diferentes condições de cobertura do solo na NTC	107
Figura 43 – Laços de histerese para eventos na NTC	109
Figura 44 – Laço de histerese de sentido horário na TC.....	110
Figura 45 – Número de eventos monitorados nas macroparcelas durante o período de estudo	111
Figura 46 – Perdas totais anuais de água nas macroparcelas.....	113
Figura 47 – Produção de sedimentos nos diferentes tratamentos adotados nas macroparcelas.....	114
Figura 48 – Porcentagem de escoamento superficial monitorada nas macroparcelas durante o período de monitoramento.	115
Figura 49– Relação entre a infiltração total aparente (Iap) e a intensidade máxima de 30 minutos (I30) para (a) CH+NTnocr e (b) NTnocr	117
Figura 50 – Relação entre a infiltração total aparente e a intensidade máxima de 30 minutos para os eventos monitorados na (a) CH +NTcr e (b) NTcr.....	118
Figura 51 – Relação entre a infiltração total aparente e a intensidade de 30 minutos para as quatro macroparcelas monitoradas.....	119
Figura 52 – Valores de CN estimados para o conjunto de eventos monitorados nas macroparcelas.....	120
Figura 53 – Variação dos valores de CN em função das precipitações nas macroparcelas... ..	121
Figura 54 – Relação do CN com a sazonalidade da cobertura do solo nas macroparcelas	122
Figura 55 – Relação do CN com a magnitude da Qpeak nas macroparcelas.....	123
Figura 56 – Variabilidade da Qpeak ao longo dos eventos monitorados nas macroparcelas	124
Figura 57 – Valores de pico de vazão unitário estimados para as macroparcelas	125
Figura 58 – Hietograma, hidrograma e sedimentograma do evento monitorado no dia 13/08/2017 nas quatro macroparcelas.....	126
Figura 59 – Hietograma, hidrograma e sedimentograma do evento monitorado no dia 24/12/2015 nas quatro macroparcelas.....	127
Figura 60 – Hietograma, hidrograma e sedimentograma do evento monitorado no dia 26/05/2017 nas quatro macroparcelas.....	128
Figura 61 – Comportamento das variáveis de <i>Time Lag</i> para o conjunto de eventos monitorados nas macroparcelas	129
Figura 62 – Comportamento das variáveis de <i>Time Lag</i> para o conjunto de eventos monitorados nas macroparcelas	131

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Caracterização dos terraços na TC.	56
Tabela 2 – Descrição dos tratamentos que integram o manejo de solo e de plantas nas macroparcelsas	61
Tabela 3 – Variáveis de precipitação, de vazão e de sedimentos	69
Tabela 4 – Magnitude estabelecida para a chuva, por meio da Qpeak para as bacias de ordem zero e para as macroparcelsas	72
Tabela 5 – Tempo de retorno dos maiores eventos de chuva monitorados	82

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AC	Agricultura conservacionista
PD	Plantio direto
SC	Sistema convencional
ES	Escoamento superficial
CN	Número de Curva
NRCS	Serviço de Conservação dos Recursos Naturais
T_c	Tempo de concentração
DDPA	Departamento de Diagnóstico e Pesquisa Agropecuária
SEAPI	Secretaria da Agricultura, Pecuária e Irrigação do Rio Grande do Sul
NTC	Bacia sem terraço
TC	Bacia com terraço
Q	Vazão
CSS	Concentração de sedimentos em suspensão
TLR	Tempo entre o início da chuva e o início da Q
TLP	Tempo entre o início da chuva e a Q_{peak}
TR	Tempo entre o início do escoamento e a Q_{peak}
TC	Tempo entre o fim da chuva e o fim da Q
TW	Duração da chuva
TWL	Tempo do início da chuva ao centro de massa do hietograma
TOW	Tempo do início do escoamento superficial ao centro de massa do hidrograma
TLC	Tempo entre os centros de massa
TLH	Tempo do início da chuva ao centro de massa do hidrograma
TB	Tempo do escoamento
TLPC	Tempo entre o centro de massa da chuva e a Q_{peak}
P	Total de chuva acumulada
I_{30}	Intensidade máxima da chuva em 30 minutos durante o evento
$I_{méd}$	Intensidade média da chuva durante o evento
I_{10}	Intensidade máxima da chuva em 10 minutos
I_{60}	Intensidade máxima da chuva em 60 minutos
EI_{30}	Erosividade da chuva
P48h	Chuva antecedente ao evento de 48 horas
TDP	Tempo de duração da chuva
SPI	Índice de potência de escoamento
TWI	Índice topográfico de umidade
CH+NTnocr	Plantio direto com baixa adição de fitomassa + escarificação o
NTnocr	Plantio direto com baixa adição de fitomassa
CH+NTcr	Plantio direto com alta adição de fitomassa + escarificação
NTcr	Plantio direto com alta adição de fitomassa

H	Altura de lâmina de água
OS	Produção de sedimento
CSS _{méd}	Concentração média de sedimentos em suspensão
CSS _{máx}	Concentração máxima de sedimentos em suspensão
IH	Índice de histerese
A	Laço de histerese no sentido horário
AH	Laço de histerese no sentido anti-horário
CSSRC	Concentração de sedimentos em suspensão do ramo crescente
CSSRD	Concentração de sedimentos em suspensão do ramo decrescente
I _{ap}	Taxa de infiltração total aparente
C	Coefficiente de escoamento
Q _{peak}	Vazão de pico
Q _{méd}	Vazão média
I _a	Abstrações iniciais
S	Capacidade máxima de armazenamento de água no solo
Q _{max}	Vazão máxima
Q _{min}	Vazão inicial mínima
Q _{cen}	Valor central

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	25
2 OBJETIVOS	29
2.1 OBJETIVO GERAL.....	29
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	29
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	31
3.1 DESAFIOS DA ADOÇÃO DA AGRICULTURA CONSERVACIONISTA	31
3.2 FRAGILIDADE DE ENCOSTAS AGRÍCOLAS SOB PLANTIO DIRETO.....	34
3.3 MANEJO DA ÁGUA.....	38
3.4 MONITORAMENTO COMO A BASE DA MODELAGEM DOS PROCESSOS EROSIVOS.....	42
3.4.1 Estimativa da lâmina de escoamento superficial.....	42
3.4.2 Análise do hidrograma e do sedimentograma	43
3.4.3 Modelagem dos processos hidrológicos e erosivos.....	46
4 MATERIAL E MÉTODOS	49
4.1 DESCRIÇÃO DO LOCAL, CLIMA E SOLO DA ÁREA EXPERIMENTAL	49
4.2 CARACTERÍSTICAS DAS UNIDADES DE MONITORAMENTO	51
4.2.1 Bacias de ordem zero.....	53
4.2.1.1 Manejo da água.....	55
4.2.1.2 Manejo do solo e das plantas	57
4.2.2 Macroparcelas.....	59
4.3 MONITORAMENTO HIDROSSEDIMENTOMÉTRICO	64
4.4 ANÁLISE E INTERPRETAÇÃO DOS DADOS	67
4.4.1 Infiltração total aparente.....	68
4.4.2 Análise dos hidrogramas e sedimentogramas.....	68
4.4.3 Parâmetros empíricos para a estimativa do escoamento superficial.....	71
4.4.3.1 Método do número de curva (CN-SCS)	71
4.4.3.2 Determinação do coeficiente de escoamento pelo método racional.....	72
4.4.3.3 Determinação da vazão de pico unitária do método TR55.....	73
4.4.4 Histerese entre Q e CSS	73
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES	77
5.1 BACIAS DE ORDEM ZERO	78
5.1.1 Eventos chuva-vazão	78
5.1.2 Formação do escoamento superficial	82
5.1.2.1 Volume do escoamento superficial.....	83
5.1.2.2 Vazão máxima (Q_{peak})	90
5.1.3 Produção de sedimento.....	94
5.1.4 Dinâmica da vazão e da concentração de sedimentos em suspensão	97
5.2 MACROPARCELAS	110
5.2.1 Monitoramento dos eventos de chuva-vazão.....	111
5.2.2 Perdas de água e solo.....	112
5.2.3 Comportamento da Q_{peak}	124
5.2.4 Comportamento da vazão e da concentração de sedimentos durante os eventos	126
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	133
7 CONCLUSÕES.....	135
8 RECOMENDAÇÕES FINAIS	137
REFERÊNCIAS	139

APÊNDICE A – FOTOS REGISTRADAS DURANTE O MONITORAMENTO DE EVENTOS.....	149
---	------------

1 INTRODUÇÃO

A erosão é vista como o principal problema de degradação dos solos no mundo, com impactos não só ambientais e econômicos, mas também num contexto social de segurança alimentar. Anualmente, cerca de 10 milhões de hectares de áreas agrícolas são perdidas pela erosão (PIMENTEL, 2006), reduzindo as áreas disponíveis para produção de alimentos. Isso colocará em risco a segurança alimentar de 50 milhões de pessoas até 2050 (FAO, 2012').

A bacia do Prata, especialmente a região Sul do Brasil, é reconhecida pelo aprimoramento e pela extensão dos sistemas de produção sob plantio direto (PD), ou seja, sem revolvimento do solo. Este é um cultivo conservacionista com repercussões muito importantes para o controle da erosão. O plantio direto é adotado mundialmente em cerca de 125 milhões de hectares (PITTELKOW et al., 2015a, 2015b); já no Brasil, o PD abrange, aproximadamente, 32 milhões de hectares (FEBRAPDP, 2016), representando 86% das áreas agrícolas, cultivados com as culturas da soja, milho e feijão (CONAB, 2016). O plantio direto foi adotado e amplamente difundido na década de 90, alicerçado em três princípios básicos: (I) não revolvimento do solo, (II) presença permanente da cobertura do solo viva ou morta e (III) rotação de culturas. Esse período representou um ótimo exemplo de avanço conservacionista para o desenvolvimento da agricultura tropical.

Apesar da expressiva adoção do plantio direto no Brasil, ao longo dos anos, a qualidade do sistema de produção tem decaído sensivelmente com o surgimento de mecanismos de degradação complexos, comandados pelo escoamento superficial. A maioria das áreas em degradação não revolve o solo no plantio, mas negligencia a necessidade de manutenção e incremento da cobertura e a necessidade de rotação de cultura. Com isso, o plantio direto, como um sistema originalmente idealizado, passou a ser praticado apenas como uma semeadura direta. Essa simplificação do sistema de produção inclui a compactação com a redução drástica da infiltração de água no solo, bem como a ausência de controle do escoamento superficial (FRIEDRICH; DERPSCH; KASSAM, 2012a). Esse cenário demonstra que a simplificação do sistema de produção tem gerado um descontrole do manejo da água, com repercussões negativas do ponto de vista ambiental e, principalmente, econômico. As perdas econômicas ocorrem na propriedade e fora dela, comandadas pelo aumento do escoamento superficial e dos processos associados (enchentes, *déficit* hídrico, erosão, produção de sedimentos, perda e transferência de nutrientes e pesticidas etc.). A condução de sistemas de produção com atendimento parcial dos princípios conservacionistas apresenta reflexos negativos na degradação dos solos e na capacidade de armazenamento de água no solo, bem como transfere

para a sociedade, via recursos hídricos, uma série de prejuízos, como contaminação dos mananciais, enchentes e assoreamento. Associada aos problemas da simplificação do “sistema plantio direto”, que se tornou apenas o “plantio direto”, há uma intensificação dos problemas decorrente do clima. O aumento da frequência de eventos extremos de chuva, devido ao aquecimento global, amplifica o potencial de degradação do excesso de precipitação (escoamento superficial).

Desse modo, a agricultura moderna tem como desafio a necessidade de adaptação às mudanças climáticas, seja para melhorar o manejo da água, a fim de aumentar a capacidade produtiva, seja para não transferir à população o ônus da sua ineficiência em controlar o excesso de escoamento. Entretanto, a estratégia de adaptação dos sistemas de produção passa, necessariamente, pela compreensão dos mecanismos de degradação que ocorrem atualmente. Ainda não se tem conhecimento sobre os processos erosivos e hidrológicos na condição de plantio direto, sob regime tropical ou subtropical, especialmente na escala de encosta e de pequenas bacias. O grande volume de informação foi desenvolvido em parcelas na ordem de 70 m² (BERTOL; COGO; LEVIEN, 1997; CASTRO; COGO; VOLK, 2006; ELTZ; REICHERT; CASSOL, 1992), comparando o sistema convencional (SC) com plantio direto de boa qualidade, ou com bacias hidrográficas agrícolas e florestais de segunda ordem ou maior escala, em que diferentes usos e componentes da paisagem mascaram o efeito do uso e manejo desenvolvido no plantio direto.

Sendo assim, é fundamental analisar a interação complexa entre os solos (superfície e subsuperfície) do plantio direto mal conduzido, combinado com diferentes controles climáticos (umidade antecedente e chuva) na escala apropriada, para demonstrar seus efeitos. A combinação desses fatores, na condição atual do plantio direto e associada aos efeitos das mudanças climáticas, apresenta particularidades hidrológicas e erosivas desconhecidas. Desse modo, é crucial que as pesquisas em conservação do solo possam demonstrar claramente as características dos atuais mecanismos de degradação e descrevê-las para o avanço nas alternativas para o seu controle.

A degradação de lavouras e rios pode ser descrita pelo comportamento hidrológico e erosivo em pequenas bacias e/ou encostas que condicionam os fluxos de água. Essas unidades geomorfológicas precisam ser devidamente estudadas e monitoradas sob diferentes condições de manejo de solo, manejo de planta e manejo de água. Com esse conjunto de tratamentos e dados de monitoramento gerados, modelos matemáticos podem ser testados (calibrados e validados), possibilitando a simulação de cenários conservacionistas, considerando as inúmeras

alternativas disponíveis para cada propriedade. As ferramentas baseadas na modelagem matemática dos processos hidrológicos, controladas por dados de monitoramento de qualidade, são cruciais para auxiliar técnicos e agricultores na tomada de decisão. A adoção de práticas de manejo mais conservacionistas, capazes de atender aos anseios dos agricultores e adaptar as unidades de produção, será fundamental para a adaptação dos sistemas agrícolas aos efeitos das mudanças climáticas, como o excesso e a escassez de chuva.

Estudos desenvolvidos nas escalas de encosta e de bacia são de fundamental importância para a visualização dos processos de degradação do solo associados à dinâmica do escoamento. Nessas escalas, é possível agregar o conhecimento dos efeitos de uso e manejo de coberturas, já amplamente explorado nas escalas menores com a dinâmica da formação do escoamento na paisagem, com os seus padrões de resposta na geração e transferência de água e sedimentos em função do relevo, e toda a complexidade associada. O depauperamento do plantio direto, as mudanças climáticas e o modelo agrícola de produção são a combinação de um conjunto de fatores determinantes para um padrão hidrológico e erosivo que deve ser compreendido a partir de uma estratégia de monitoramento capaz de refletir os processos hidrológicos.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Descrever o comportamento hidrológico e erosivo de encostas agrícolas em condições distintas de manejos de solo, de planta e de água associadas ao plantio direto e estimar parâmetros hidráulicos relacionados ao escoamento superficial.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- I. Obter as variáveis características a partir dos hieto, hidro e sedimentogramas que demonstrem os efeitos dos manejos de planta, solo e de água;
- II. Verificar o impacto do controle climático sob a magnitude das perdas de água e de solo;
- III. Estimar parâmetros hidrológicos e hidráulicos para determinação do escoamento superficial considerando as diferentes condições de manejo de solo, planta e água;

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 DESAFIOS DA ADOÇÃO DA AGRICULTURA CONSERVACIONISTA

O modelo agrícola do início do século XXI tem foco no aumento da produtividade, lucratividade e eficiência nas operações, com forte dependência da tecnologia e uso de insumos. Numa análise simplista, essas características são desejáveis para qualquer atividade dita moderna, especialmente para a agricultura, que, no Brasil, responde por grande contribuição ao PIB (Produto Interno Bruto) nacional. Entretanto, o foco na tecnologia e na premente lucratividade ignora os preceitos conservacionistas que comandam as inúmeras funções do solo, entre elas, a sua produtividade. Esse modelo de agricultura está promovendo a intensificação dos processos erosivos e, conseqüentemente, causando perdas no local (*on site*) e fora do local (*off site*) (ZUAZO et al., 2011), o que promove danos ambientais, sociais e econômicos (HRISSANTHOU, 2005). O cenário iminente de degradação crescente dos solos agrícolas deve preocupar a sociedade e o sistema produtivo, que precisa garantir a segurança alimentar da população, que chegará a 9 bilhões até 2050, além de aumentar em 60% a produção de alimentos e em 40% a de água (FAO, 2015).

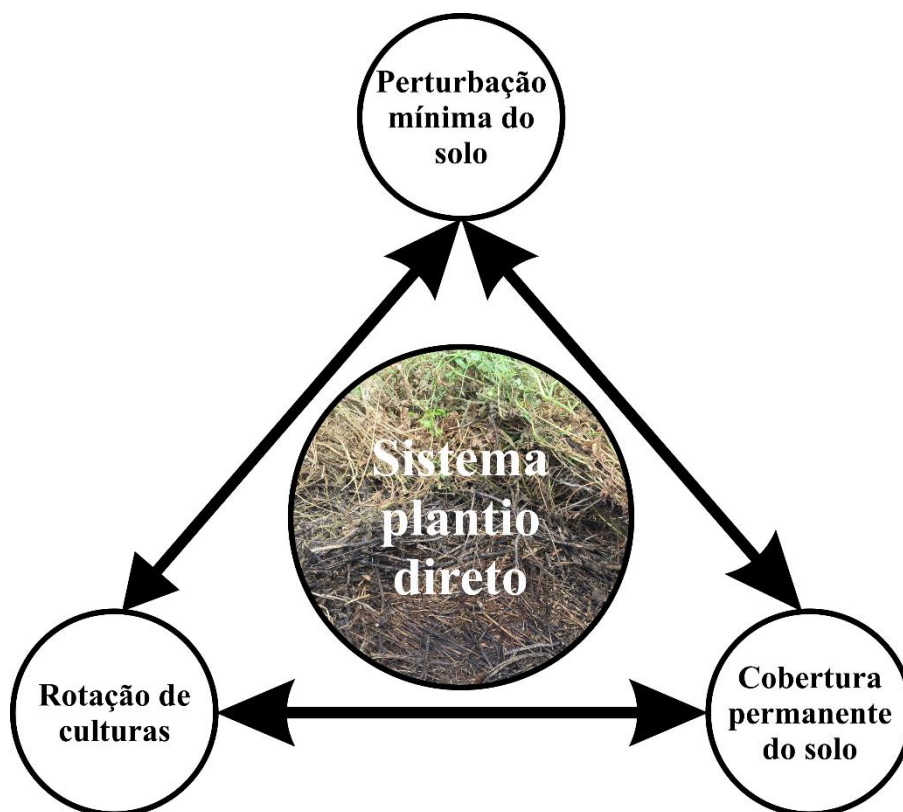
Por isso, a compreensão dos atuais mecanismos de degradação, bem como da influência da adoção de práticas conservacionistas, deve ser investigada no contexto atual dos sistemas de cultivo, que se modificam rapidamente em resposta aos avanços tecnológicos, como a mecanização, a oferta de novos insumos e a demanda por determinados produtos. As estratégias conservacionistas passam pela compreensão dos fenômenos, processos e mecanismos, e são colocadas em prática pelas ações de manejo, sendo elas divididas em três: manejo do solo (calagem, adubação, descompactação, cultivo etc.), manejo de plantas (rotação de culturas, plantas de cobertura etc.) e de água (cultivo em nível, faixas de rotação e de retenção, terraceamento etc.). Segundo Xiong; Sun; Chen (2018), as práticas de manejo de solo, água e planta são ferramentas ecossistêmicas para controlar a erosão hídrica.

O desenvolvimento de um meio produtivo atento com a conservação do solo vem ganhando destaque em estudos, demonstrando os benefícios da adoção da agricultura conservacionista (AC) (FRIEDRICH; DERPSCH; KASSAM, 2012a). A AC promove a construção de um ambiente diversificado acima e abaixo do solo, garantindo a conservação das características físicas, químicas e biológicas do solo que promoverão o desenvolvimento produtivo das culturas a baixo custo. Segundo Wester, Wasklewicz e Staley (2014), o uso da

tecnologia trará o incremento desejável na produtividade, desde que as características intrínsecas ao solo estejam preservadas. Além disso, a AC está engajada em reduzir os impactos das mudanças climáticas, mas também de contê-las, por meio de práticas de manejo que mitigam a emissões de gases do efeito estufa e do sequestro de carbono do solo (LAL, 2015).

O Brasil é considerado o pioneiro no desenvolvimento da AC, em razão do aprimoramento e da adoção do sistema plantio direto (SPD) de cultivo, que substituiu o sistema convencional (SC) com excelente repercussão na redução das perdas de solo (JUNIOR; ARAUJO; LLANILLO, 2012). O SPD é a referência de sistema de cultivo do solo para condição tropical e subtropical e vem ganhando espaço a nível mundial, refletindo em melhorias no sistema agrícola (DERPSCH et al., 2010). O SPD está alicerçado em três princípios básicos (Figura 1).

Figura 1 – Princípios do Sistema Plantio Direto



Fonte: Elaborada pela autora.

No Brasil, o SPD confunde-se com o conceito de AC com uma área de abrangência de aproximadamente 32 milhões de hectares (FEBPDP, 2016), representando 86% das áreas

agrícolas, cultivados com as culturas de soja, milho e feijão (CONAB, 2016). Na escala mundial, abrange aproximadamente 125 milhões de hectares, o equivalente a 9% da área agrícola (PITTELKOW et al., 2015a). Os conceitos de “Sistema Plantio Direto” e de “Plantio Direto” são diferentes e representam expectativas conservacionistas distintas. Segundo Reicosky (2015), plantio direto é um cultivo conservacionista, mas não caracteriza, por si só, um sistema conservacionista. O plantio direto (PD) é um manejo de solo, ou seja, é o ato de semear sem ocorrência de revolvimento do solo, o que caracteriza um cultivo conservacionista. Essa confusão de conceitos induz os agricultores a acreditar que o simples fato de adotar o PD atende às expectativas para o desenvolvimento da AC.

Atualmente, nota-se que, na maioria das regiões produtoras, é utilizado o PD, e não o SPD, conforme os seus princípios norteadores. Os principais gargalos são a ausência de rotação de culturas, a insuficiente adição de biomassa, a compactação dos solos, a descontinuidade química no perfil e a ausência de medidas de controle do escoamento superficial (DEUSCHLE et al., 2019).

A AC é definida como um sistema de produção agrícola sustentável que compreende um conjunto de práticas adaptadas às exigências das culturas e às condições locais. As técnicas de manejo protegem os processos erosivos e a degradação do solo; isso promove melhorias na sua biodiversidade e na preservação dos recursos naturais. A FAO define a AC como um meio de produção sustentável, que promove uma melhor produtividade e lucratividade e garante a manutenção da segurança alimentar da população, além de preservar os recursos naturais (FRIEDRICH; DERPSCH; KASSAM, 2012b; KASSAM et al., 2009). Os princípios estão na utilização de plantas de cobertura, na rotação de culturas, visando ao incremento da matéria orgânica do solo e à melhoria na estrutura física, química e biológica do solo, com reflexo na infiltração e capacidade de armazenamento de água (LAL, 2015). Na concepção de Lal et al. (2015), a AC representa um conjunto de processos tecnológicos que tem como premissa preservar, melhorar e otimizar os recursos naturais, o qual está baseado em quatro princípios, incluindo melhorias na fertilidade do solo, com foco na ciclagem de nutrientes, fixação biológica, associação de micorriza, entre outras atividades que intensificam a produtividade biológica do solo.

Como pode ser visto pelas definições de diferentes autores, a AC está em conformidade com a ideia de sustentabilidade do sistema, que pode ser atingida pela diversidade e estimulação dos processos biológicos do solo, pela redução da erosão hídrica e pelo uso de agroquímicos (FRIEDRICH; DERPSCH; KASSAM, 2012a). Além dos benefícios ao solo, há também

repercussões positivas à qualidade da água, devido à redução dos níveis de contaminação por agrotóxicos (LAURENT et al., 2011), nutrientes e sedimentos, e, também, à atmosfera, pelo sequestro de carbono (LAL et al., 2012). Apesar da ampla adoção do cultivo conservacionista “plantio direto”, isso não é suficiente para caracterizar um modelo agrícola conservacionista (REICOSKY, 2015).

Desse modo, apenas a adoção do manejo de solo, por meio do plantio direto, sem a inclusão do manejo de planta e de água, não é suficiente para controlar o volume e a velocidade do escoamento superficial (MERTEN et al., 2015a; LONDERO et al., 2017; DEUSCHLE et al., 2019), enfatizando-se a necessidade da adoção de práticas mecânicas de controle do escoamento, como o terraceamento (DIDONÉ; MINELLA; MERTEN, 2015).

Pittelkow et al. (2015a, 2015b) realizaram uma metanálise global demonstrando os resultados negativos da AC, quando adotada de maneira parcial. Apenas o fato de realizar a semeadura sem revolvimento do solo não é suficiente para a promoção de melhorias na produtividade potencial do solo. A sua eficiência é dependente da adoção associada dos outros dois princípios norteadores, a rotação de cultura e a cobertura permanente do solo. Com isso, é possível manter a produtividade das culturas e adaptar-se às mudanças climáticas. Isso mostra claramente a importância da valorização e compreensão das funcionalidades do solo e da sua complexidade para a produção de alimentos, além de outros benefícios decorrentes da sua conservação (PFISTER et al., 2011). Segundo Giller et al. (2015), é necessário a adoção de uma nova vertente para o desenvolvimento agrícola, considerando os prejuízos de um modelo de agricultura imediatista, que não está engajada num sistema sustentável a longo prazo. Nesse contexto, fica evidente a necessidade da adoção de sistemas de manejos mais conservacionistas, alicerçados nos princípios da AC.

3.2 FRAGILIDADE DE ENCOSTAS AGRÍCOLAS SOB PLANTIO DIRETO

Nos últimos anos, tem sido evidente a preocupação generalizada com os problemas decorrentes do excesso de escoamento no plantio direto. Reflexo dessa preocupação é a retomada de programas de conservação do solo, por exemplo, o Programa Estadual de Conservação do Solo e da Água, do Estado do Rio Grande do Sul, e o Programa Integrado de Conservação do Solo e da Água, do Paraná. Apesar do amplo e profundo nível tecnológico utilizado nas lavouras de produção de grãos no Sul do Brasil, há uma fragilidade evidente no manejo da água (DEUSCHLE et al., 2019; LONDERO et al., 2017; MERTEN et al., 2015a).

Mesmo em eventos de média magnitude, é comum visualizar sulcos de erosão em encostas agrícolas que adotam o plantio direto (Figura 2), em períodos de baixa cobertura do solo, especialmente no período entre a colheita da cultura de verão e o estabelecimento da cultura de inverno (DIDONÉ et al., 2014; TIECHER et al., 2017a).

Figura 2 – Encosta agrícola após evento de chuva no período pós colheita de soja



Fonte: Grupo GIPEHS.

A realização de estudos de monitoramento em pequenas bacias hidrográficas rurais possibilita uma melhor representatividade da magnitude da degradação do solo, bem como dos mecanismos que governam esses processos (BARROS et al., 2014). O monitoramento da dinâmica hidrológica e erosiva de encostas ou bacias agrícolas de pequena ordem é ainda incipiente. As informações são provenientes de pequenas parcelas ou dados produção de sedimentos em bacias de ordem maior. Sendo assim, é essencial a atenção nas escalas intermediárias de monitoramento (0,01-0,1 km²), o que possibilita a análise da relação direta entre o manejo e as respostas hidrológicas e erosivas. Para contribuir na compreensão dos

processos erosivos na escala espacial e temporal, estudos realizados por Deuschle et al. (2019) e Londero et al. (2017) demonstraram que a aplicabilidade dessas escalas, bem como o seu potencial na simulação dos processos erosivos pelos modelos matemáticos.

A dinâmica de formação do escoamento superficial e a magnitude dos seus processos associados são fortemente controladas pelo relevo e podem ser quantificáveis por índices topográficos primários e secundários (MCGUIRE et al., 2005; MINELLA; MERTEN, 2013). Por isso, a suscetibilidade aos processos erosivos é variável conforme a sua distribuição na paisagem, evidenciando a importância de se conhecerem os atributos topográficos e a sua capacidade de caracterizar a variação espacial do conteúdo de água no solo e o seu potencial em causar erosão, seja difusa ou concentrada (MCGUIRE et al., 2005). O conhecimento sobre o comportamento do escoamento superficial segundo índices topográficos permite um melhor planejamento (controle e manejo) de redistribuição da água na paisagem, utilizando o conjunto de técnicas de manejo do solo, planta e água (XIONG; SUN; CHEN, 2018).

A forma do relevo convergente promove o aceleração dos fluxos de água, associada à falta de rugosidade decorrente dos manejos, desfavorece a infiltração, que potencializa a formação do escoamento superficial (ES) e a sua aceleração, que, por consequência, comanda uma série de processos, como a erosão (BATTIATO; ALAOUI; DISERENS, 2015). Nessas condições, o ES tem energia para desagregar e transportar os sedimentos, especialmente no talvegue e na parte inferior das encostas, devido ao acúmulo de fluxo (LONDERO, 2015). Isso resulta em processos erosivos concentrados, no carregamento de sedimentos para os recursos naturais e na contaminação da água e dos ambientes aquáticos (TIECHER et al., 2017). A camada superficial do solo, que é rica em fertilidade e matéria orgânica, é perdida pelo escoamento, provocando a redução na capacidade produtiva do solo a longo prazo (ZUAZO et al., 2011) e, conseqüentemente, prejuízos econômicos ao produtor rural e à sociedade, devido à contaminação dos recursos naturais e ao assoreamento de reservatório, por exemplo (KONDOLF et al., 2014; SHIELDS et al., 2010).

Além disso, a atividade agrícola impõe outras limitações associadas às propriedades físicas do solo e a sua influência na funcionalidade dos solos, por exemplo, a redução na capacidade de infiltração de água no solo, que favorece a formação do escoamento superficial (VIGLIONE1 et al., 2016). Um exemplo das alterações das propriedades físicas é a compactação do solo, causada pela pressão exercida pelo tráfego de máquinas agrícola e pelo pisoteio animal (CALONEGO et al., 2017a). Os efeitos da compactação podem persistir nas

camadas do solo, mesmo em áreas que desenvolvem a agricultura, por efeito acumulativo de práticas anteriores realizadas na área (ALAOUI et al., 2018).

A escarificação é uma prática de cultivo comumente utilizada visando romper a camada subsuperficial compactada e, com isso, incrementar a taxa de infiltração de água no solo, no entanto os benefícios decorrentes dessa técnica têm sido efêmeros (BUSSCHER; BAUER; FREDERICK, 2002; DRESCHER et al., 2016). Além disso, a sua persistência ocorre em função das características e propriedades do solo e práticas de manejo adotadas após a escarificação (NICOLOSO et al., 2008).

A semeadura de culturas de inverno em condição de baixo aporte de resíduo cultural, deixado pela safra de verão por meio da cultura da soja e períodos de pousio outonal, pode causar danos ao sistema. A semeadura nessas condições causa uma mobilização superficial do solo, que, sob chuvas moderadas, promove um selamento superficial, o que reduz a capacidade de infiltração do solo, favorecendo a formação do escoamento superficial dos processos erosivos (BATTIATO; ALAOUI; DISERENS, 2015).

A influência do impacto da chuva na formação de selamento superficial e na sua capacidade de infiltração é descrita amplamente (CERDAN et al., 2002) e favorece a formação do escoamento superficial e a perda de solo. Segundo análise realizada por Hancock et al. (2014), mesmo que as taxas de erosão sejam baixas, elas podem comprometer a capacidade produtiva de alguns solos, em razão da profundidade e capacidade de armazenamento de água e nutrientes, por isso práticas conservacionistas são fundamentais.

O depauperamento das propriedades físicas do solo é o principal agravante e condicionador dos processos hidrológicos que levam à degradação do solo. O domínio das práticas de manejo do solo e de planta pode melhorar os atributos físicos do solo, aumentando a infiltração e a sua capacidade de armazenamento de água e reduzindo a suscetibilidade do sistema às condições de *déficit* hídrico. Infelizmente, as práticas atuais de manejo de solo e de planta estão deteriorando as propriedades físicas intrínsecas dos solos, com prejuízos econômicos, ambientais e sociais à sociedade (BATTIATO; ALAOUI; DISERENS, 2015).

A adoção de práticas conservacionistas precisa ser planejada segundo as fragilidades e características locais. A escolha criteriosa do conjunto de práticas refletirá em melhorias na estrutura do solo e em benefícios para o sistema produtivo. A conquista do plantio direto como uma etapa fundamental já vencida deve incorporar estratégias que permitam a rotação de culturas com espécies de sistema radicular agressivo (CALONEGO et al., 2017) e forneçam quantidade e qualidade de resíduos. Plantas de cobertura aumentam o aporte de matéria

orgânica para o sistema solo, contribuindo para a formação dos agregados, e auxiliam no desenvolvimento radicular das plantas e, com isso, melhorar a capacidade de infiltração de água no solo (CALONEGO et al., 2017b; CASTRO; CALONEGO; CRUSCIOL, 2011). A rotação de cultura, além de melhorar os atributos físicos, químicos e biológicos, também contribui para o controle do escoamento superficial e das perdas de sedimento pela sua capacidade de amortizar o escoamento (KARLEN et al., 2009; TOMER; MEEK; KRAMER, 2005). As culturas de cobertura podem ser incluídas nos períodos de pousio, especialmente no outono, quando o solo permanece desprotegido e propenso aos processos erosivos. Plantas de cobertura podem ser utilizadas nos intervalos das safras principais (verão e inverno), promovendo melhorias nas propriedades do solo.

3.3 MANEJO DA ÁGUA

As mudanças climáticas são uma realidade constatada com forte reflexo nos padrões de distribuição espacial e temporal da chuva (DELGADO et al., 2011; IPCC, 2013). Resumidamente, teremos um padrão de chuvas oscilando entre altas intensidades e volumes, bem como estiagens mais longas e severas no Sul do Brasil (IPCC, 2013). Isso implica consequências negativas ao desenvolvimento da agricultura. O sistema de produção agrícola é altamente sensível aos fatores climáticos, especialmente ao regime das chuvas. Pequenas mudanças no padrão de chuvas têm reflexo direto na produtividade das culturas e podem ter como consequência a alteração na geografia da produção, comprometendo o desenvolvimento agrícola e a segurança alimentar de muitas regiões. Por conta disso, é imperativo que o sistema agrícola se adapte a esse novo padrão de chuvas, tanto em condições de estiagens ou de excesso de chuva. Segundo estudo de Almagro et al. (2017), o qual avaliou a influência das mudanças climáticas na erosividade das chuvas em todo o Brasil. Para os dados observados (1980-2013), sendo o Sul do Brasil uma das regiões que será mais afetada com o aumento da erosividade das chuvas, os novos valores médios estimados para a região são de $10.437 \text{ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$

O desenvolvimento dos conceitos associados ao “manejo da água” em sistemas conservacionistas tem forte demanda econômica, ambiental e social. Essa abordagem parte dos princípios de maximizar a infiltração e o armazenamento de água no perfil do solo, bem como o disciplinamento do excesso de água. Basche (2017) relata que, devido a essa conjuntura de alterações no clima, os agricultores, nos Estados Unidos, têm recebido instruções para a adaptação de suas lavouras às mudanças.

A agricultura de sequeiro ocupa as terras altas com uma complexidade de solo e disponibilidade de água fortemente influenciadas pelo relevo. Por conta disso, é altamente responsiva às condições da precipitação para o seu desempenho produtivo. Considerando o fato constatado de que as mudanças climáticas preveem a ampliação de eventos extremos e redução do volume precipitado para a região Sul do Brasil (IPCC, 2013), isso implica a necessidade de evitar que a água seja perdida no sistema e seja mais bem aproveitada durante os ciclos produtivos das culturas. Apesar de a irrigação ser uma alternativa para os períodos de estiagem, ela implica um custo-benefício elevado nos ambientes onde há capacidade de armazenamento de água no solo. Além disso, há necessidade de controle do excesso de escoamento nos períodos de chuva intensa. A gestão da água pela agricultura de sequeiro é essencial para a manutenção da produtividade agrícola, em virtude das incertezas sobre as mudanças climáticas (ROCKSTRÖM et al., 2010).

Dessa forma, existe uma demanda urgente em relação à produtividade da água, que seria produzir mais alimento com a mesma quantidade de água (RATTALINO EDREIRA et al., 2017). Isso porque a demanda por alimentos para as próximas décadas exigirá um aumento de produção de 60%, com o aumento de 40% de água para a produção (FAO, 2015). Esse incremento de água pode ser contabilizado evitando o desperdício decorrente do excesso de escoamento, a água, além de desperdiçada, comanda uma série de processos de degradação do solo e da água. Portanto, deve-se considerar o perfil de solo como um reservatório natural de água, sendo que o “manejo de água” precisa ser adotado como uma prática conservacionista, garantindo ao sistema produtivo a manutenção da água, maximizando a produção e minimizando os processos de degradação do solo pela erosão hídrica, eutrofização, assoreamento, enchentes, poluição (VAN DEN PUTTE et al., 2012a; VENTE et al., 2013a).

No Brasil, aproximadamente 90% dos solos predominantes em áreas agrícolas são altamente intemperizados, bem desenvolvidos, profundos e com elevada proporção de argila, características que permitem um ótimo desenvolvimento de culturas e alta capacidade de armazenamento de água (OLSON et al., 2017). Esses aspectos são favoráveis para o manejo de água em áreas agrícolas na perspectiva de armazenamento do máximo volume de chuva precipitado para disponibilizá-lo às plantas. Uma técnica de manejo da água comumente utilizada em áreas agrícolas é o terraceamento (LASANTA et al., 2001; TAROLLI; PRETI; ROMANO, 2014). Os terraços são estruturas mecânicas utilizadas para reduzir o comprimento de rampa e conter a energia do escoamento superficial e aumentar a capacidade de infiltração de água no solo (ARNÁEZ et al., 2015a; HUSSEIN; AMIEN; KARIEM, 2016). Segundo

revisão desenvolvida por Arnaez et al. (2015a), a qual avaliou a utilização de terraços no período de 1982 a 2014, teve como foco dos estudos a escala de parcelas. O assunto ainda é bastante polêmico no meio científico, alguns trabalhos defendem que a retirada dos terraços não trouxe prejuízos ao sistema agrícola (BELLIN et al., 2009), porém outros estudos reforçam a necessidade da adoção da técnica (DIDONÉ et al., 2014; LONDERO et al., 2017). Com a introdução do plantio direto, a dinâmica da formação e da propagação do escoamento foi alterada, e, por conta disso, novos estudos devem ser realizados para quantificar a necessidade e os benefícios da adoção dessa prática no plantio direto, seja para o controle da degradação em potencial ou seja para o incremento da produtividade.

As razões para a retirada dos terraços, após a introdução do plantio direto, são controversas, mas são o reflexo da mudança no padrão tecnológico da produção de grãos (engenharia genética e maquinário). Com o intuito de reduzir o tempo de operação nas lavouras e a aparente redução nas perdas de solo, decorrentes da adoção do plantio direto, houve uma decisão generalizada dos produtores pela retirada dos terraços no Brasil após a década de 90 (CAVIGLIONE et al., 2010).

Os benefícios da prática foram observados em estudos realizados na escala de encosta agrícola, os quais relatam que a adoção do PD não é suficiente para conter o escoamento superficial, mesmo em condições de boa cobertura vegetal, especialmente em eventos extremos de precipitação (DEUSCHLE et al., 2019). Isso demonstra que apenas boas práticas de manejo do solo e de planta (alta fitomassa) não são suficientes para controlar os processos erosivos em eventos extremos de chuva-vazão-sedimento. Por conta disso, a utilização do manejo do excesso de chuva precisa ser considerada, pela introdução do terraceamento, uma das práticas mais difundidas e eficientes para controlar o fluxo de água das encostas agrícolas (HUSSEIN; AMIEN; KARIEM, 2016). Portanto, a importância dos terraços no desenvolvimento da agricultura conservacionista foi destacada em estudos realizados no âmbito mundial, como na Espanha (BELLIN et al., 2009; LASANTA et al., 2001), na China (VAN DEN PUTTE et al., 2012b), na Índia (HUANG; GALLICHAND; ZHANG, 2003), na Itália (TAROLLI; PRETI; ROMANO, 2014) e na América do Sul (GRIEBELER; CARVALHO; MATOS, 2000; MENDES, 2006; POSTHUMUS; DE GRAAFF, 2005; POSTHUMUS; STROOSNIJDER, 2010). No Paquistão, houve a semeadura de trigo (*Triticum* spp.) em área com terraços, o que resultou num incremento de produtividade de 20% (RASHID et al., 2016).

O custo estimado para a construção dos terraços é variável em função do maquinário utilizado e da forma dos terraços, mas, em geral, é de 30 dólares por quilômetro de terraço

(GRIEBELER; CARVALHO; MATOS, 2000), sendo necessárias, aproximadamente, 2,5 horas por hectare, dependendo do tamanho do terraço, do relevo e do solo. Os terraços são construídos e planejados para serem permanentes, mas requerem manutenção regular a fim de manter sua área transversal, que define a capacidade de armazenamento de água. Essa manutenção envolve o levantamento da crista e o aprofundamento do sulco e deve ser realizada sempre que houver perda significativa da área da seção transversal, que é inicialmente calculada para receber o excesso de fluxo (PRUSKI, 2009).

O terraceamento é uma prática de manejo de água, caracterizada por diminuir o volume e a velocidade do escoamento superficial, com potencial para homogeneizar a variabilidade espacial da umidade, bem como reduzir a amplitude temporal da disponibilidade de água. Durante eventos de chuva-vazão com elevada magnitude, os terraços são fundamentais para interceptar o escoamento superficial, aumentando a fricção do ambiente frente aos agentes erosivos. Considerando-se que um dos principais desafios da agricultura, nas próximas décadas, é dispor de água para o incremento da produtividade, o manejo do excesso de precipitação (escoamento superficial) é obrigatório, seja para evitar o desperdício de água, seja para evitar os processos de degradação associados à sua propagação no ambiente. O terraceamento é uma das opções para manejar o excesso de escoamento superficial em encostas agrícolas (LONDERO et al., 2017). Dessa forma, cabe enfatizar que, mesmo para baixas declividades, haverá eventos de chuva em que o perfil de solo não será capaz de armazenar o volume total, nem mesmo a fitomassa, de reter o excesso de escoamento superficial.

A escolha do melhor conjunto de práticas pode ser otimizada com o auxílio de ferramentas, como a modelagem matemática dos processos erosivos e hidrológicos. Isso pode ser realizado por intermédio de uma infinidade de opções que podem ser testadas no ambiente virtual. Cenários agrícolas são criados com diferentes opções de manejo (solo, planta e água), e avalia-se a sua resposta considerando-se o escoamento superficial e os processos erosivos, como a produção de sedimentos. Apesar das possibilidades oferecidas pelos modelos, a sua dependência do monitoramento é crucial. Será por intermédio do monitoramento hidrossedimentológico de bacias hidrográficas representativas que a calibração e a validação de modelos podem ser realizadas. Sem essa etapa, os resultados de modelagem tornam-se altamente questionáveis. Dessa forma, a aplicação da modelagem será uma importante ferramenta para a compreensão dos processos hidrológicos e erosivos, bem como para o encontro de soluções para o manejo dos mecanismos de degradação do solo.

3.4 O MONITORAMENTO COMO BASE DA MODELAGEM DOS PROCESSOS EROSIVOS

3.4.1 Estimativa da lâmina de escoamento superficial

A estimativa do escoamento superficial é etapa fundamental para qualquer programa/ação/estudo conservacionista de solo e ambiente. Em geral, existem muitas alternativas para isso, as quais são utilizadas largamente. Entretanto, é de consenso a aplicabilidade do Método Número de Curva, desenvolvido nos anos de 1950 pelo Serviço de Conservação de Solos do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (Soil Conservation Service SCS-USDA), agora denominado como Serviço de Conservação dos Recursos Naturais (Natural Resources Conservation Service). O principal propósito é o de estimar diretamente o escoamento superficial a partir de um evento de chuva. Esse método tem contribuído, desde então, para preencher uma lacuna técnica muito importante, que é obter, de forma simples, e estimar a quantidade de escoamento de determinada chuva (HAWKINS et al., 2009). É um método empírico e amplamente utilizado em vários modelos hidrológicos para a estimação do escoamento superficial (MISHRA et al., 2006; OLIVEIRA et al., 2016; PRUSKI; GRIEBELER; SILVA, 2001). Os valores de CN foram inicialmente derivados em um amplo conjunto de pequenas bacias hidrográficas experimentais nos EUA, mas, ao longo do tempo, estudos semelhantes de monitoramento foram desenvolvidos em todo o mundo para a regionalização dos valores de número de curva (CN). Os valores de CN são estimados a partir de um conjunto de eventos monitorados, em que a precipitação e o escoamento relativo a esta são contabilizados. O valor de CN é, então, definido por intermédio de uma curva com decaimento exponencial entre CN e a precipitação. Os dados de CN podem ser organizados para caracterizar determinada condição de solo e de superfícies (uso e manejo), os quais são utilizados para a estimativa do escoamento onde não há dados medidos. São poucos os estudos realizados que determinam os valores de CN usando dados de chuva e de escoamento superficial monitorados em bacias hidrográficas ou encostas agrícola (HAWKINS et al., 2009; JUNIOR; RODRIGUES; OLIVEIRA, 2019; OLIVEIRA et al., 2016).

Em estudo conduzido, no Brasil, por Junior, Rodrigues e Oliveira (2019), os valores de CN foram determinados por meio de um conjunto de 30 eventos de chuva-vazão monitorados em uma bacia hidrográfica rural, os quais foram testados por cinco métodos estatísticos. Os valores de CN encontrados não foram considerados adequados para calcular o escoamento superficial, isso foi atrelado ao domínio do escoamento subsuperficial na bacia do estudo. Em

outro estudo realizado por Tedela et al. (2013), o valor tabelado de CN foi utilizado para determinar o escoamento superficial em pequenas bacias hidrográficas florestais, entretanto os autores concluíram que os resultados foram insuficientes. Isso demonstra a importância da parametrização dos valores de CN para condições locais e das características da área. Muitos fatores, como uso do solo, condições da superfície, tipo de solo e umidade antecedente, devem ser levados em consideração na determinação do método CN (OLIVEIRA et al., 2016). Alguns estudos demonstram a necessidade de aferir o valor de abstração inicial, normalmente utilizado como $0.2 \cdot S$, sugerindo a utilização de valores entre 0.01 a 0.05 (YUAN et al., 2014; AJMAL et al., 2015).

Apesar da importância do método CN para os estudos hidrológicos e erosivos no Brasil, existem poucas informações sobre a estimativa de valores de CN em condições brasileiras. Mesmo sendo um modelo versátil, a correta parametrização do CN é essencial para a validação da metodologia para as diferentes condições de interesse. As condições de superfície e de subsuperfície do plantio direto realizado no Brasil são muito particulares, exigindo uma nova parametrização que possa ser utilizado na modelagem hidrológica e erosiva dessa condição. Entre eles, está o CN, em que a sua definição, a partir da extrapolação de dados provenientes de outras regiões – por exemplo, dos EUA –, é carregada de incertezas e passível de erros.

Sendo assim, é fundamental que novos projetos de monitoramento possam fornecer as condições necessárias para a derivação dos parâmetros necessários à modelagem matemática, sejam modelos simples, como o Método do Número da Curva, ou modelos mais complexos, que consideram as condições hidráulicas de superfície, como rugosidade (n de Manning), velocidade, altura da lâmina de água, entre outros.

3.4.2 Análise do hidrograma e do sedimentograma

Apesar da importância em conhecer o volume de escoamento superficial, há poucas informações na escala de encosta. Grande parte dos modelos matemáticos hidrológicos e erosivos, atualmente, propõe-se a descrever as perdas de água, sedimentos e solutos ao longo do tempo, em menor ou maior discretização temporal, por exemplo, LISEM (VENTE et al., 2013b) e SWAT (BONUMÁ et al., 2014). Esses estudos dependem de dados medidos das variáveis hidrológicas com alta discretização temporal para construir os hidrogramas e sedimentogramas, que são representações gráficas da variação da vazão e da concentração de sedimentos, respectivamente, no tempo. Suas características (forma e magnitude) refletem as

características da chuva, da área de drenagem, do relevo e das características de superfície (tipo, uso e manejo do solo). Sendo assim, programas de monitoramento com a perspectiva de embasar ações de modelagem matemática devem ser eficientes em compilar um conjunto amplo de hidrogramas e sedimentogramas que reflitam as condições de interesse. Essas condições devem considerar aspectos climáticos, de relevo, de uso e manejo do solo e o tipo de solo e a escala de interesse.

Uma das maneiras utilizadas para avaliar as respostas hidrológicas e erosivas das encostas agrícolas frente às possibilidades de uso e manejo do solo é pela magnitude e forma do hidrograma e dos sedimentogramas, utilizando-se técnicas de monitoramento e modelagem matemática. Tal como enfatizado por Rinaldo et al. (1995), o hidrograma representa a resposta dos processos hidrológicos à montante da seção de monitoramento, o que, em tese, poderia ser utilizado para a avaliação da condição de superfície para controlar as componentes hidrológicas. Williams (1989) demonstra como a interpretação dos hidrogramas e dos sedimentogramas pode ser útil na compreensão dos processos hidrossedimentológicos por intermédio da histerese entre a vazão e a concentração de sedimentos. Alguns exemplos de aplicação podem ser vistos em Nadal-Romero, Peña-Ângulo e Dhais Regüés (2018).

Segundo Solyom e Tucker (2004), as variáveis que influenciam a resposta do hidrograma são intensidade e volume da chuva, características hidráulicas da seção, relevo, além do uso e manejo do solo. Além disso, segundo Collischonn et al. (2017), a forma da assimetria positiva do hidrograma está relacionada à geomorfologia e à hidráulica do canal. Pode-se supor que a rugosidade da superfície imposta pelo uso do solo e o manejo aplicado afetarão a fricção ao escoamento, alterando, também, a forma do hidrograma. Quanto mais íngreme é a sua ascensão menor o impedimento para o fluxo do escoamento. Isso demonstra que a bacia é mais responsiva, indicando que medidas conservacionistas podem auxiliar no controle e manejo do escoamento. A forma como planejamos a disposição espacial das culturas na paisagem e escolhemos os diferentes manejos (solo, planta e água) aumentará a rugosidade do solo e favorecerá a infiltração, reduzindo o volume e a velocidade do escoamento superficial.

No caso do sedimentograma, sua forma representa uma complexidade ainda maior, já que combina o resultado dos processos de desagregação, transporte e deposição (MORGAN et al., 1998), comandados pelo impacto das gotas de chuva e pelo escoamento superficial. Essa dinâmica é altamente dependente da escala (LANE; HERNANDEZ; NICHOLS, 1997; VENTE et al., 2013b), além daqueles fatores que governam a erosão na escala da bacia. Utilizando a mesma perspectiva do hidrograma, pode-se referir sobre a qualidade do uso e do manejo dos

solos ao observar o comportamento (magnitude e forma) do sedimentograma. A variação no padrão da concentração de sedimento em suspensão (CSS) no tempo, ao longo do monitoramento, refletirá as características da precipitação e da condição da superfície no momento de cada evento.

Além da análise individual do hidrograma e do sedimentograma, a relação entre as variáveis vazão (Q) e CSS, durante os eventos, pode ser útil para compreender a susceptibilidade da bacia aos agentes erosivos no momento do evento. Essa análise é realizada por intermédio da histerese que ocorre entre as duas variáveis, tal como explorada por Duvert et al. (2010), Jansson (2002) e Lawler et al. (2006). A histerese ocorre quando o padrão temporal da Q não é coincidente com o padrão temporal da CSS, ou seja, para uma mesma Q na subida e descida do evento, ocorrem diferentes valores de CSS. Ao plotar a CSS *versus* a Q, forma-se um laço, em que a abertura e o sentido são reflexos da complexidade do processo erosivo existente na bacia vertente, comandado pelos agentes erosivos, pela susceptibilidade à erosão e pelo efeito escala. Segundo Williams (1989), uma larga abertura no laço indica uma exaustão de sedimentos ao longo do evento, já o laço no sentido horário indica que o pico da CSS ocorre antes do pico da Q, o que determina rápida quantidade de material mobilizado e no sentido anti-horário quando o pico da Q ocorre antes do pico da CSS, que pode ocorrer devido à maior distância da fonte de sedimento do exutório da bacia.

O padrão temporal da Q e CSS, que forma os hidrogramas e os sedimentogramas, respectivamente, está associado ao conceito hidrológico do tempo de concentração (t_c). O t_c tem um papel importante na determinação da resposta hidrológica da área de estudo sob o excesso de chuva sobre área de contribuição da bacia. Sendo definido como o tempo de viagem da gota de água da chuva que atinge a região mais distante da bacia até o momento em que atinge o exutório (NRCS, 2004), apesar de ser uma teoria bastante questionada devido às incertezas, referente à distância a ser considerada e os parâmetros de conectividade do escoamento superficial.

Estimativas indiretas do t_c , baseadas na análise fisiográfica, requerem pressupostos arbitrários, incluindo algum tipo de simplificações (MCCUEN, 2009) e apresentando também elevada incerteza (MICHAILEDI et al., 2018). Por isso, estudos de monitoramento de bacias auxiliam na medição direta do t_c com uma estimativa mais realista do comportamento da variável (MCCUEN, 2009; MICHAILEDI et al., 2018).

Além do t_c , outros parâmetros envolvendo o tempo de propagação do escoamento podem ser determinados para explicar as respostas hidrológicas da área de estudo; em função de

características da bacia (DINGMAN, 1978), por exemplo: o tempo de retardo (TL) entre os picos do hietograma e do hidrograma ou a diferença do tempo considerando os centroides do hietograma e do hidrograma (*centroide Lag time – TLC*), ou o tempo entre o centroide da precipitação e o pico do hidrograma (*Peak LagTime – TL*). Todos esses parâmetros de tempo refletem a natureza da dissipação da energia e a propagação da massa de água do escoamento na bacia hidrográfica, decorrentes dos elementos que causam fricção, como o uso e manejo dos solos.

Sendo assim, a modelagem matemática do escoamento e de seus processos associados – erosão, por exemplo – é baseada na habilidade de reproduzir os hidrogramas e sedimentogramas que integram todos os efeitos existentes na bacia. A partir da forma e da magnitude desses gráficos, inúmeros parâmetros são derivados para a parametrização dos modelos, além, evidentemente, da sua verificação e validação.

3.4.3 Modelagem dos processos hidrológicos e erosivos

A utilização da modelagem matemática na escala de encosta agrícola auxilia a representação dos processos erosivos em diferentes condições espaço-temporais. As simulações facilitam a compreensão dos fatores controladores em diferentes condições de uso e manejo durante um ano agrícola, sendo possível definir períodos que apresentam graves problemas de degradação do solo. Assim, essa escala é a ideal para compreensão dos processos iniciais de erosão hídrica, especialmente a formação e a propagação do escoamento superficial.

Estudos na escala de bacias hidrográficas preenchem lacunas em relação ao conhecimento da dinâmica das fontes de sedimento e do processo detalhado e específico das fases de transporte e deposição (DE VENTE et al., 2013). A bacia hidrográfica é um ambiente complexo de interações, envolvendo fatores que variam espacialmente e temporalmente. A bacia composta por elevada heterogeneidade controla os processos erosivos pelas características geomorfológicas da área, que atuam como responsáveis pela aceleração ou pelo retardamento do deslocamento do fluxo e na redistribuição do sedimento na paisagem. Dessa forma, compreender a conectividade e a movimentação de sedimento em uma bacia hidrográfica é também complexo, devido às numerosas interações entre as fases da desagregação, do transporte e da deposição de sedimentos (VENTE; POESEN, 2005).

O desenvolvimento de estudos em bacias hidrográficas é essencial para compreender como as diferentes unidades da paisagem atuam sobre os processos hidrológicos e erosivos.

Porém, as respostas ao comportamento hidrossedimentológico são dependentes do tamanho da escala considerada. Quanto menor é o tamanho da bacia hidrográfica, mais rápida é a resposta das variáveis hidrológicas e sedimentológicas em função da magnitude do evento de chuva-vazão-sedimento. Assim, em escalas menores, como encostas agrícolas, tem-se um maior controle para avaliar os processos da formação do escoamento superficial, assim como o efeito das mudanças do uso do solo (WILLIAMS; WUEST; LONG, 2014).

A modelagem matemática é uma ferramenta utilizada para simular os processos erosivos (escoamento superficial e produção de sedimento) em diferentes escalas (VENTE et al., 2013b). Existe uma série de modelos matemáticos, como o *Limburg Soil Erosion Model* (LISEM) (DE ROO; JETTEN, 1999) o *Water Erosion Prediction Project* (WEPP) (FLANAGAN; NEARING, 1995), o *European Soil Erosion Model* (EUROSEM) (MORGAN et al., 1998), o *WATEM-SEDEM Model* (OOST; GOVERS; DESMET, 2000) e o *Modified Universal Soil Loss Equation* (MUSLE), que podem ser utilizados na simulação das descargas líquidas e sólidas, e que apresentam características estruturais de base física, empírica ou conceitual (AKSOY; KAVVAS, 2005). O comportamento das variáveis de resposta nos modelos está atribuído às características da área de estudo e dos parâmetros de entrada informados e à magnitude da chuva, sendo fundamental o seu monitoramento e quantificação, dependendo da objetividade do estudo (fator escala) e da disponibilidade de dados de entrada. Por isso, os dados de monitoramento e de entrada, fornecidos aos modelos, devem ser de qualidade, para representar o comportamento dos processos erosivos satisfatoriamente.

Esse detalhamento, na escala de bacias hidrográficas, é mais complexo, devido à heterogeneidade das variáveis de entrada, em razão do tamanho da área, da complexidade do relevo e dos elementos que compõem a paisagem, da variabilidade da chuva, entre outros fatores controladores (BRACKEN et al., 2015). Em função disso, representar esses processos de erosão e escoamento em escalas de estudo entre 100 -1000 km² é um desafio para os modelos devido à complexidade de representar a conectividade dos processos que atuam em resposta aos diferentes uso e manejos na bacia (MEYBECK et al., 2003; VENTE; POESEN, 2005). As bacias hidrográficas maiores apresentam uma maior complexidade de fatores, porém esses efeitos misturam-se em maior grau. Estudos realizados em grandes bacias não são capazes de detectar os processos iniciais da formação do escoamento superficial e dos processos erosivos nas diferentes condições de uso e manejo do solo, sendo o reflexo da integração desse conjunto de processos o que se monitora no exutório da bacia vertente. O desenvolvimento de estudos de modelagem em encostas permite uma melhor representatividade dos processos que

acontecem nessa escala e o seu reflexo nas variáveis de resposta causadoras dos processos iniciais do ES. Dessa forma, o acoplamento do monitoramento para a parametrização de modelos em encostas agrícolas ou bacias de ordem zero é uma imperativa e um embasamento promissor para compreender a dinâmica de formação e geração do escoamento superficial e o aprimoramento da modelagem em bacias. A maior homogeneidade pela menor área com maior controle experimental, sem perder o comportamento hidrológico representativo do conceito de bacia, permite estudar os efeitos das alterações realizadas no uso e manejo da encosta que causam reflexos nos processos hidrológicos e nos aprimoramentos necessários à modelagem.

A simulação dos processos hidrológicos e erosivos contribui para compreender os processos físicos da infiltração, do escoamento, da erosão e da produção de sedimentos na paisagem. Os modelos matemáticos podem ser testados (calibração e validação) com a possibilidade de representar os processos nas encostas em alta resolução espacial e temporal. Porém, os modelos de base física apresentam uma maior complexidade e necessidade de dados de entrada, considerando-se os parâmetros do meio físico e das variáveis de resposta.

4 MATERIAL E MÉTODOS

Considerando a importância do aprimoramento metodológico para os estudos de erosão e conservação do solo, este projeto de pesquisa dedicou-se a explorar técnicas de monitoramento e análise de dados em uma escala pouco estudada (10^{-2} - 10^{-1} km²), denominada bacia de ordem zero ou de encostas agrícolas. Essa escala é ideal para descrever os processos de degradação que operam em grande extensão, nas áreas de produção agrícola. A degradação, em muitos casos, é decorrente do manejo inadequado dos solos e das plantas, mas é intensificada pelo relevo com a ausência de manejo da água. Com base nessa combinação de fatores, dois ambientes distintos de manejo de plantas, do solo e da água foram estabelecidos para monitorar o comportamento hidrológico e erosivo em pequenas áreas. O objetivo foi demonstrar os processos hidrológicos de superfície que comandam a dinâmica da degradação, em dois ambientes distintos, a partir do manejo adequado e inadequado do solo, das plantas e da água. O desafio, sob o aspecto metodológico, foi definir a melhor estratégia de geração de dados que representam os processos em questão, considerando a escala de monitoramento das unidades e suas características para gerar dados representativos e em quantidade. O monitoramento hidrológico e sedimentológico, durante os eventos significativos de chuva-vazão, possibilitou a descrição dos processos de degradação do solo e da água em áreas sob plantio direto. A metodologia descreve: a) as estratégias utilizadas para definir as unidades de monitoramento e os seus manejos (solo, planta e água); b) as técnicas de monitoramento das variáveis hidrológicas; e c) a determinação dos parâmetros hidrológicos e hidráulicos que caracterizam os sistemas em estudo.

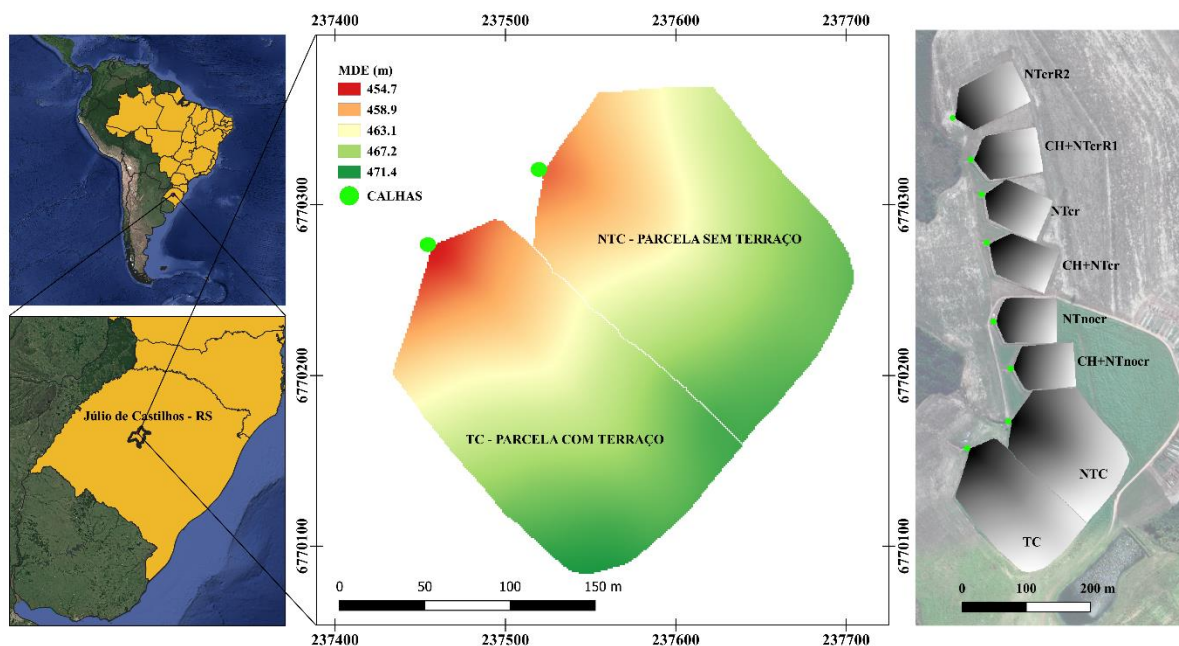
O processo de definição e instalação das unidades de monitoramento iniciou em meados de 2013, mas a composição do banco de dados iniciou no segundo semestre de 2014. Esse intervalo de tempo foi importante para a construção das estruturas de medição, a estabilização da área, a aferição dos equipamentos e adaptação das metodologias de medidas.

4.1 DESCRIÇÃO DO LOCAL, CLIMA E SOLO DA ÁREA EXPERIMENTAL

O estudo foi conduzido, de 2014 a 2018, em uma área experimental composta por oito unidades de monitoramento, situadas no Centro de Pesquisa de Sementes pertencente ao Departamento de Diagnóstico e Pesquisa Agropecuária (DDPA), vinculado à Secretaria da Agricultura, Pecuária e Irrigação do Rio Grande do Sul (SEAPI). A área está localizada no município de Júlio de Castilhos (29°13'39" S, 53°40'38" W) (Figura 3), na região central

do Estado do Rio Grande do Sul, e pertence à bacia hidrográfica do Rio Ivaí e à província geomorfológica do Planalto Médio.

Figura 3 – Localização da área experimental e disposição das oito unidades de monitoramento compostas por duas bacias de ordem zero e seis macroparcelas na paisagem.

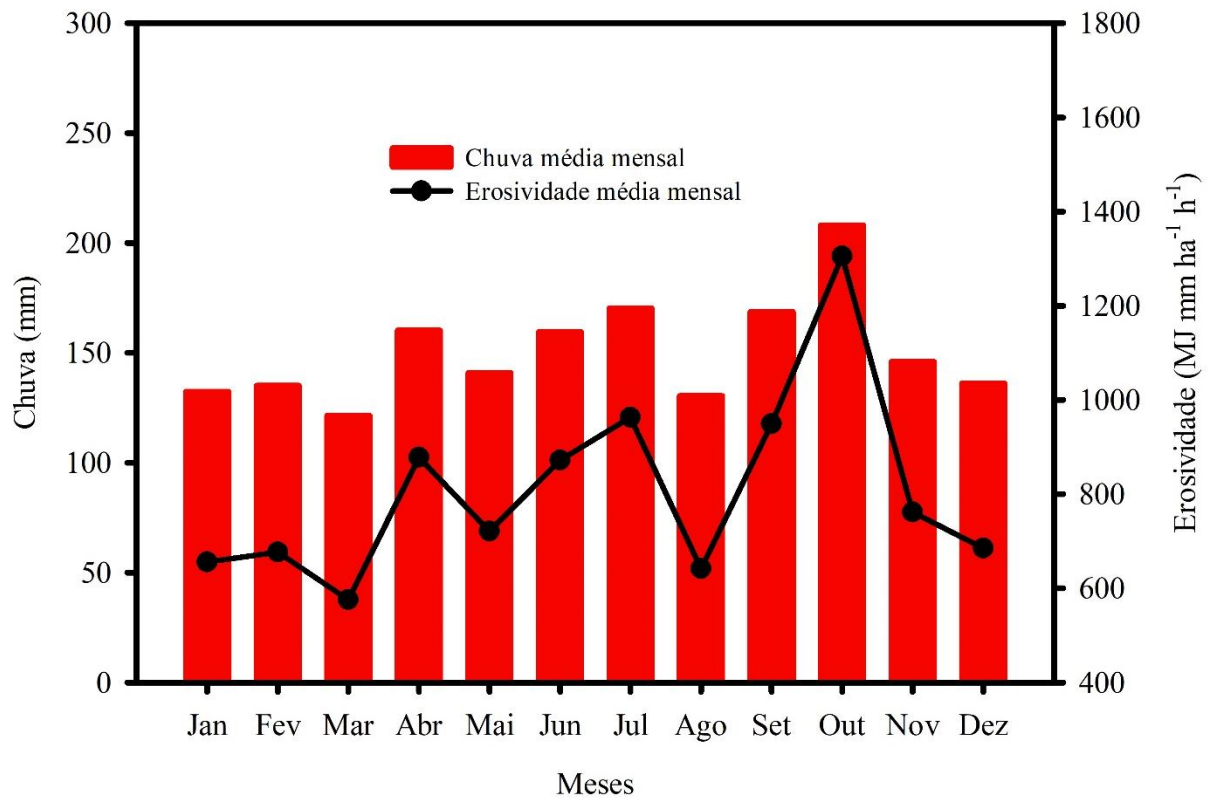


NTC: Bacia sem terraço; TC: Bacia com terraço; CH+NT_{no}cr: escarificação e plantio direto sem rotação de cultura; NT_{no}cr: plantio direto sem rotação de cultura; CH+NTcr: escarificação e plantio direto com rotação de cultura; NTcr: plantio direto com rotação de cultura; R1: repetição do tratamento CH+NTcr; R2: Repetição do NTcr.

Fonte: Elaborada pela autora.

O material de origem é formado por sucessão de pacotes de rochas vulcânicas e caracterizado por relevo suave ondulado, com encostas variando de 5 a 13% de declividade. O clima da região é classificado como subtropical úmido (Cfa), com verões quentes e úmidos e invernos secos e frios, de acordo com a classificação de Köppen (ALVARES et al., 2013). O solo da área de estudo possui teor de argila maior que 30% e foi classificado como Nitossolo Vermelho Distroférico/Distrófico típico (SANTOS et al., 2018), com áreas de transição para Argissolo Vermelho Distrófico nitossólico (SANTOS et al., 2018), conforme classificação realizada pelo Grupo de Pedologia da UFSM. A precipitação média anual é de 1678 mm, uniformemente distribuída durante as quatro estações do ano. A erosividade anual é de, aproximadamente, 10657 MJ mm ha⁻¹h⁻¹ (Figura 4), estimada com uma série histórica de precipitação de 40 anos (1976-2018) por meio da equação proposta por Ramon et al. (2016).

Figura 4 – Médias da precipitação e da erosividade para a área de estudo



Fonte dos dados: Estação da Agência Nacional das águas – ANA de Tupanciretã e da Estação da SINDA, localizada em Júlio de Castilhos.

4.2 CARACTERÍSTICAS DAS UNIDADES DE MONITORAMENTO

Uma encosta com longa distância transversal foi selecionada, considerando a acessibilidade, a segurança e a homogeneidade do relevo, para a alocação de oito unidades pareadas de monitoramento homogêneas e representativas das condições fisiográficas locais para possibilitar a comparação dos efeitos dos manejos.

A observação do comportamento do escoamento superficial e a caracterização dos solos e do relevo foram realizadas para indicar as dissimilaridades do relevo e dos solos e suas influências no comportamento hidrológico entre as unidades. O comportamento do escoamento superficial na encosta e a ocorrência de divisores de água, de caminhos preferenciais de água, da direção de fluxo e da presença de talwegues, foram observados durante eventos de chuva. Posteriormente, a caracterização física e química do solo foi realizada em um amplo conjunto de amostras. O levantamento topográfico detalhado foi realizado com auxílio de uma estação

total. A partir do levantamento, foi gerado o modelo numérico de elevação (MNE) e calculados os índices topográficos, entre eles, a declividade, o fluxo acumulado, a forma das encostas, a potência do escoamento, o índice topográfico de umidade do terreno e o fator LS, que indica as regiões mais propensas à erosão devido à maior área acumulada de água e declividade. Esses índices foram utilizados para a delimitação das unidades de monitoramento considerando dois aspectos: i) definição do tamanho, da posição e da orientação das unidades; e ii) homogeneidade entre e dentro das unidades de monitoramento. Dezenas de combinações de posições e tamanhos de unidades de monitoramento foram testadas, por meio de técnicas de geoprocessamento, até a disposição final escolhida. A descrição detalhada desses procedimentos pode ser obtida em Deuschle (2016) e em Londero (2015). Duas condições distintas de relevo foram utilizadas para avaliar a influência do manejo das plantas, do solo e da água. Portanto, duas escalas de análise foram utilizadas no arranjo experimental (Figura 5):

Figura 5 – Arranjo experimental das bacias de ordem zero e das macroparcelas na paisagem

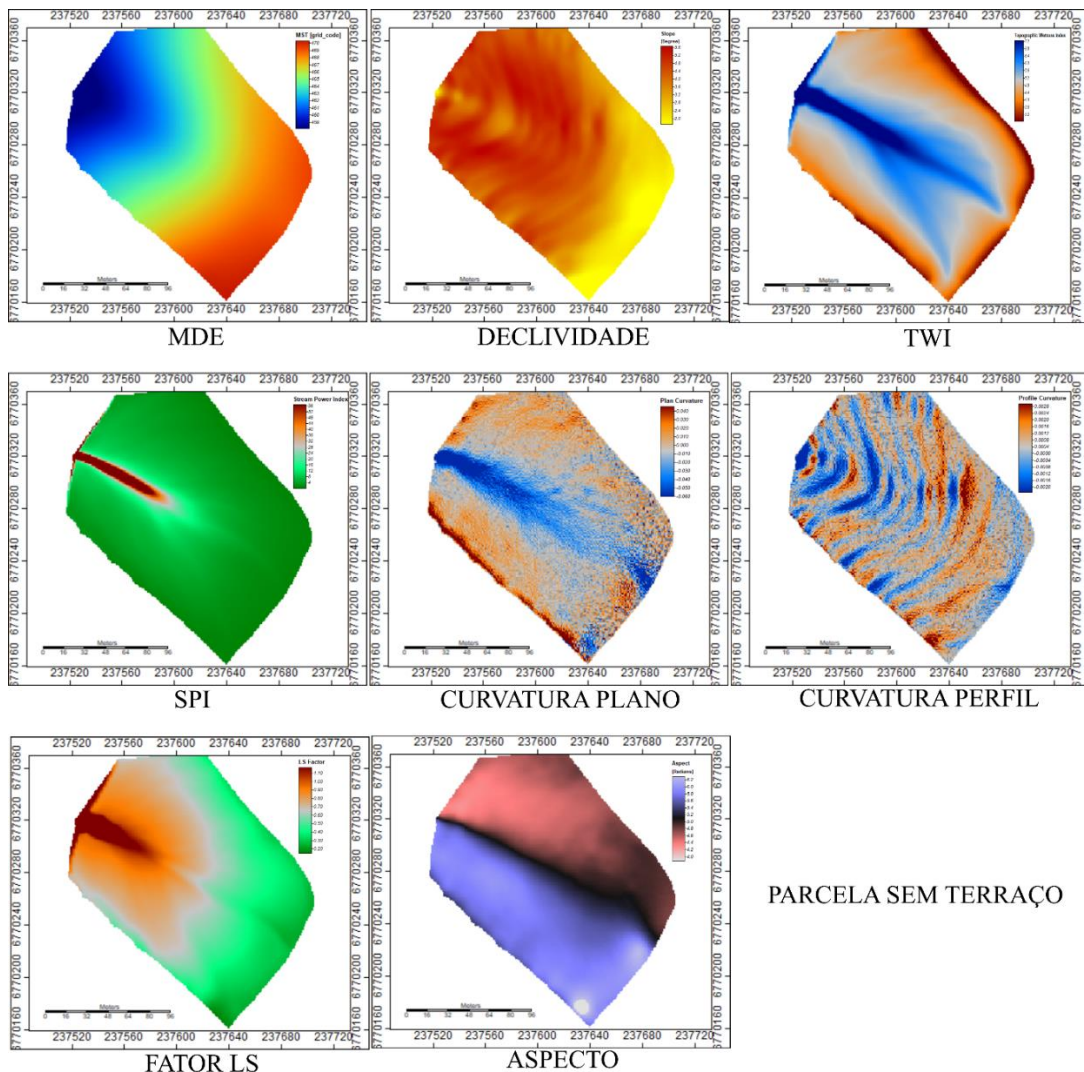


- (i) Bacias de ordem zero, com curvatura convergente no plano e maior comprimento de rampa, para avaliar o manejo da água; e
- (ii) Macroparcelas, com curvatura retilínea no plano e comprimento de rampa mediano, para avaliar os manejos de planta e de solo.

4.2.1 Bacias de ordem zero

As bacias de ordem zero foram assim denominadas por possuírem divisores naturais de água e um talvegue com um canal efêmero. As bacias são pareadas e possuem características semelhantes de solo (classe e propriedades físicas e químicas) e de relevo (índices topográficos) (LONDERO, 2015; LONDERO et al., 2017) (Figuras 6 e 7).

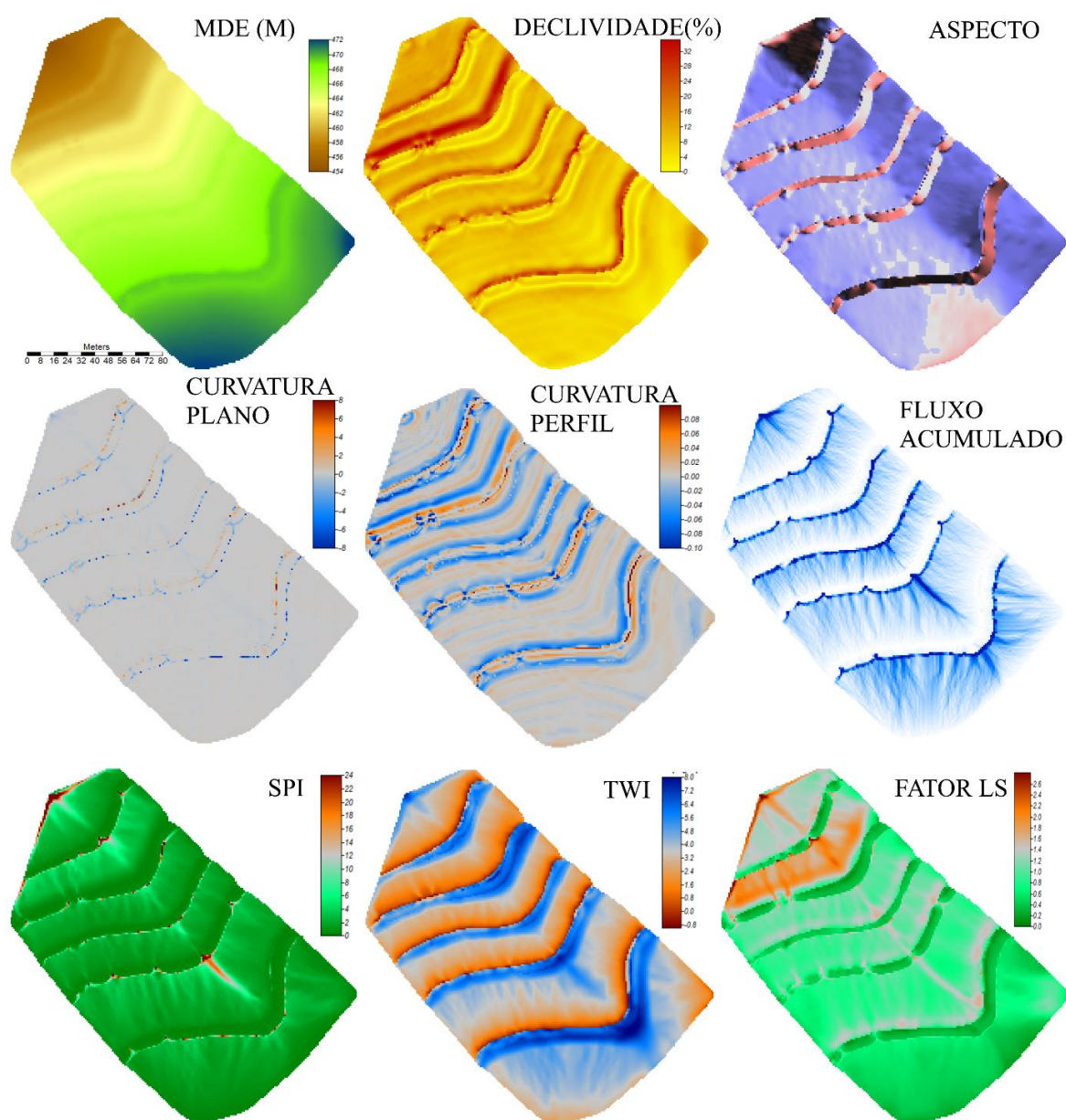
Figura 6 – Representação dos índices topográficos na bacia sem terraço



MDE: Modelo Digital de Elevação; TWI: índice Topográfico de Umidade; SPI: Índice de Potência de Escoamento.
Fonte: Elaborada pela autora.

A presença de um talvegue, mesmo que pouco pronunciado, e um maior comprimento de rampa, em torno de 200 m em relação às parcelas padrões de perda de solo de Wischmeier (22 m), possibilitam a expressão do potencial do escoamento superficial sobre os processos erosivos comumente identificados em áreas de produção sob plantio direto.

Figura 7 – Representação dos índices topográficos na bacia com terraço



Fonte: Elaborada pela autora.

A curvatura convergente no plano e convexa no perfil favorece a concentração e a propagação do escoamento superficial para o canal efêmero (talvegue) e a propagação para a seção de monitoramento (exutório). Pequenos camalhões (40 cm de altura) foram construídos junto aos limites naturais do relevo, para defini-los com exatidão e para evitar a entrada de água proveniente de áreas externas às bacias ou a saída de água para fora do sistema.

Os terraços foram construídos na bacia que apresentou uma maior declividade média de 7,1% em relação a 6,8%, devido à condição mais favorável para a formação do escoamento superficial. As bacias foram denominadas: bacia sem terraço (NTC) e bacia com terraço (TC), com área de contribuição de 2,43 e 2,35 hectares, respectivamente.

4.2.1.1 Manejo da água

O manejo de água foi conduzido em uma das bacias por meio de terraços de infiltração, que são adequados para solos profundos e de alta permeabilidade, como os solos da área experimental. Os terraços são de base média, devido à declividade maior do que 12% na parte inferior das encostas.

Os terraços foram alocados com base no espaçamento vertical encontrado em cada trecho da encosta, e o seu dimensionamento foi realizado com base na área de contribuição à montante e na taxa de infiltração. A distância vertical foi calculada com base na proposição de espaçamento proposta por Lombardi Neto (BERTONI; LOMBARDI NETO, 1994). O dimensionamento foi realizado com o programa TERRAÇO for Windows 4.1[®]. A taxa de infiltração utilizada no dimensionamento foi de 30 mm h⁻¹, obtida por meio de levantamento a campo, e a precipitação de projeto foi de 120 mm, considerando a duração diária e tempo de retorno de 10 anos (CASTRO, 1992). Os mapas de entrada de elevação e declividade, para alocação dos terraços na área experimental, foram gerados no programa QGIS, por meio de dados do levantamento planialtimétrico, realizado a campo com GPS de precisão do tipo RTK.

Com base no dimensionamento, foram construídos cinco terraços de base média com altura variando de 50 a 70 cm. Um nível topográfico foi utilizado durante a construção para conferir a altura e a alocação dos terraços na paisagem. As características fisiográficas do relevo após a alocação estão apresentadas na (Tabela 1). Importante salientar que as distâncias horizontais para todos os terraços foram superiores a 30 m, com declividades variando de 2% a 11% possibilitando a execução normal de todas as atividades mecânicas como a semeadura, aplicações e colheita de culturas entre e sobre os terraços.

Tabela 1 – Caracterização dos terraços na TC.

Terraço	Cota (m)	Área (m ²)	Diferença de nível (m)	Distância horizontal (m)	Declividade (%)
T1	469,48	6563	0,54	33,39	1,62
T2	468,94	5797	2,99	55,76	5,36
T3	465,95	3212	2,01	26,87	7,48
T4	463,94	3285	2,49	32,3	7,71
T5	461,45	2932	2,97	32,12	9,25
T0	458,48	1689	4,01	35,56	11,28
	454,47				
		23478		216	7,12

Fonte: Londero, 2015.

Os terraços foram construídos em junho de 2014, o que totalizou, aproximadamente, 15 horas/máquina. Um arado de três discos foi utilizado na construção e uma lâmina niveladora foi utilizada para o acabamento dos terraços. A mobilização média de solo foi de 6 metros para definir a área transversal do terraço (Figura 8).

Um novo procedimento foi realizado para aumentar a altura do terraço (Figura 8), devido à acomodação do solo na crista dos terraços, e para reparar irregularidades no canal do terraço que geravam pontos de acúmulo de água.

Figura 8 – Evolução temporal da construção, da acomodação e da reconstrução dos terraços



Fonte: Elaborada pela autora.

O canal do terraço foi escarificado após o término da construção para melhorar a capacidade de infiltração de água, que foi reduzida pelo tráfego dos maquinários durante a construção. Uma reforma nos terraços foi realizada em abril de 2018, por meio do uso dos mesmos equipamentos e procedimentos supracitados. Os terraços foram construídos com as

extremidades fechadas (Figura 9) para evitar a saída de água do sistema e para a quantificação do escoamento superficial total, mesmo na ocorrência de transbordamento destes.

Figura 9 – Representação dos terraços após evento de chuva e extremidades fechadas



Fonte: Grupo GIPEHS.

Na TC, a área de contribuição entre o último terraço e à seção de monitoramento é de 1689 m², tendo uma distância horizontal de, aproximadamente, 35 m. Em eventos de chuva-vazão que não ocorreu o transbordamento dos terraços o volume quantificado na seção é proveniente dessa área de contribuição.

4.2.1.2 Manejo do solo e das plantas

As duas bacias de ordem zero foram cultivadas com culturas destinadas à produção de grãos durante o período de monitoramento (2014-2018). O solo foi manejado, em ambas as bacias, sob plantio direto, que representa a condição amplamente praticada pelos produtores na região Sul do Brasil. Apesar do adensamento natural causado pela atividade agrícola, não houve evidências de compactação nas áreas e, por isso, a escarificação foi realizada apenas no canal dos terraços.

O calendário agrícola estabelecido para o período de 2014-2018 (Figura 10) envolve duas condições distintas de manejo de planta concomitantemente adotado nas duas bacias de

ordem zero, sendo um período inicial (2014-2016) com menor adição e um período subsequente com maior adição de fitomassa (2017-2018). O binômio soja (*Glycine max*), no verão, e trigo (*Triticum spp.*) ou aveia preta (*Avena sativa* L.), no inverno, e o pousio, no outono, foram utilizados de 2014 a 2016, pois esse sistema é comumente utilizado pelos produtores rurais e representa baixa adição de fitomassa. A partir de 2017, espécies que proporcionam maior aporte de fitomassa foram acrescentadas ao sistema de manejo de plantas, para avaliar uma outra condição de manejo de encostas agrícolas, onde espécies são utilizadas nos períodos de entressafras (outono). As culturas introduzidas ao sistema nesse período foram o milho (*Zea mays* L.) e o consórcio de aveia preta + nabo forrageiro (*Raphanus raphanistrum* L.). Os tratos culturais de adubação, dessecação, tratamento de doenças e manejo de plantas daninhas seguiram as recomendações técnicas para as culturas em questão (LÂNGARO; CARVALHO, 2014; OLIVEIRA; ROSA, 2016).

Figura 10 – Calendário agrícola do uso e manejo de solo adotado na NTC e TC no período de (2014-2018).

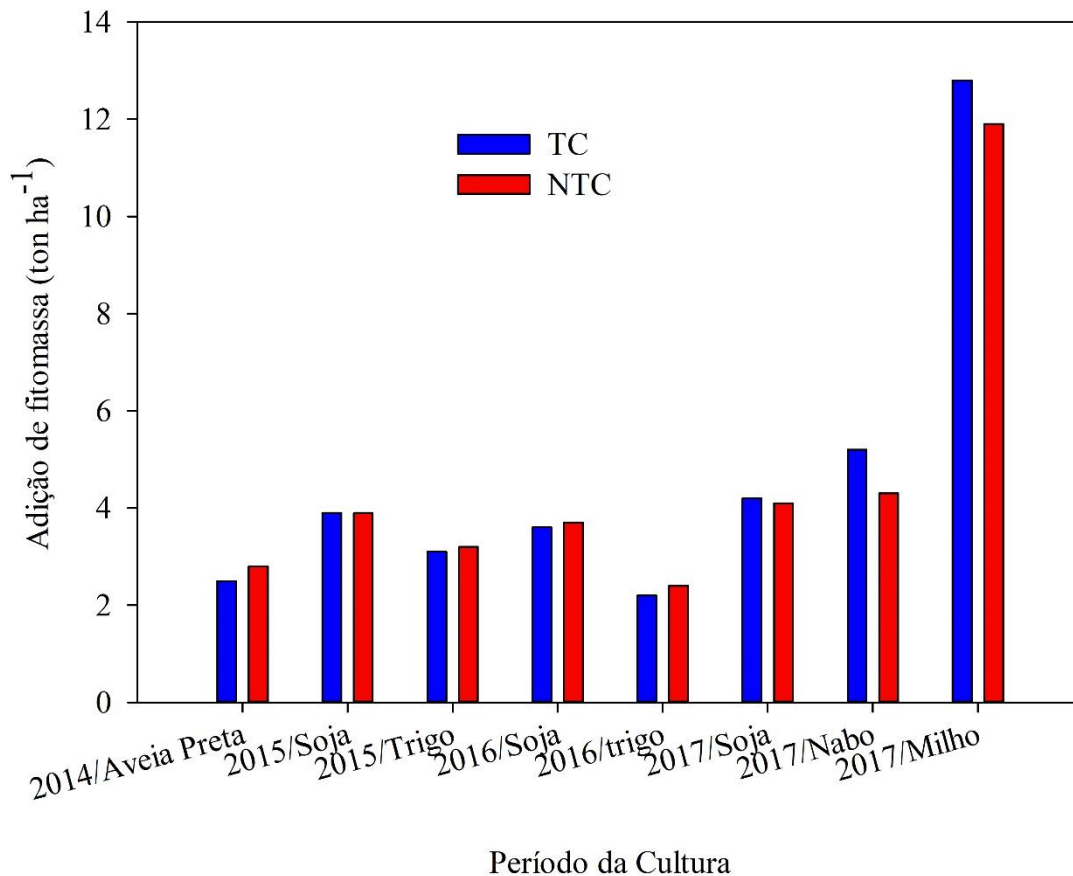
	2014				2015				2016				2017				2018																							
Bacias	J	A	S	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	A	M	J				
NTC	Aveia				Soja				Pousio				Trigo				Soja				Trigo				Soja				Aveia + Nabo				Milho				Aveia			
TC	Aveia				Soja				Pousio				Trigo				Soja				Trigo				Soja				Aveia + Nabo				Milho				Aveia			

Fonte: Elaborada pela autora.

A amostragem para a quantificação da fitomassa (massa seca da parte aérea) foi realizada em três pontos de coleta (topo, meia encosta e base), distribuídos na área das bacias de ordem zero, com auxílio de um gabarito de 0,25 m² (0,5 x 0,5 m), no estágio de máxima área foliar. As amostras foram secas em estufa a 60°C até atingir peso constante, conforme metodologia proposta pela EMBRAPA (2004).

A produção média de fitomassa para cada ciclo de cultura (Figura 11) foi, em média, de 3 t ha⁻¹ durante o período de cultivo do binômio soja/trigo ou aveia preta e períodos de pousio (baixo aporte de fitomassa ao sistema). No período de maior adição de fitomassa, o cultivo de nabo forrageiro garantiu, aproximadamente, 4 t ha⁻¹, e o de milho, aproximadamente, 12 t ha⁻¹.

Figura 11 – Produção de fitomassa das culturas na NTC e TC



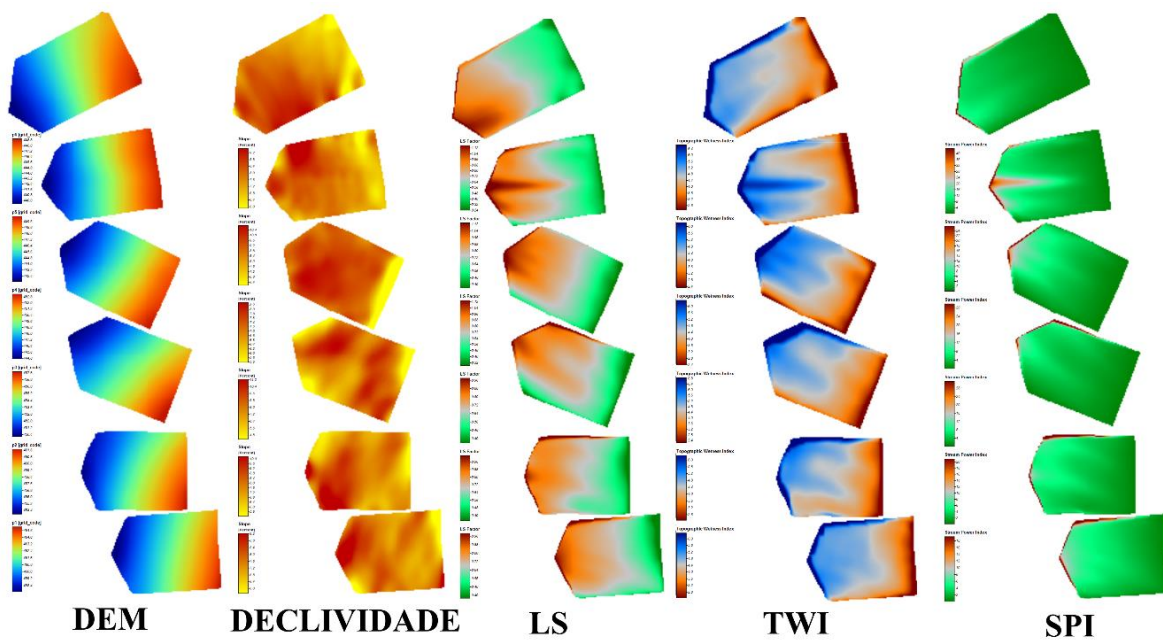
Fonte: Elaborada pela autora.

4.2.2 Macroparcelas

As seis macroparcelas pareadas possuem área total de, aproximadamente, 0,64 ha e declividade média de 9%. As macroparcelas possuem curvatura retilínea no plano e levemente convexa no perfil, sendo semelhantes em relação aos seus índices topográficos (Figura 12).

O comprimento de rampa médio é de 80 m, suficiente para a formação do escoamento superficial sem a formação de um canal efêmero, diferente do que acontece nas bacias de ordem zero. Assim, o escoamento propaga-se em linhas de fluxo relativamente paralelas, que conduzem os fluxos para a seção de monitoramento. As macroparcelas também foram delimitadas por camalhões para evitar a entrada e a saída de água. As informações detalhadas podem ser obtidas em Deuschle (2016).

Figura 12 – Índices topográficos das macroparcelas



DEM: Modelo Digital de Elevação; TWI: índice Topográfico de Umidade; SPI: Índice de Potência de Escoamento; LS: Fator LS.

Fonte: Elaborada pela autora.

As práticas de manejo do solo (plantio direto e escarificação) e de planta (rotação de cultura) foram testadas para avaliar a sua capacidade em mitigar a necessidade da adoção de práticas mecânicas como o terraceamento para o controle do escoamento superficial. Os sistemas de manejo de solo e planta que definiram os tratamentos nas macroparcelas são apresentados na Tabela 2, sendo avaliados o plantio direto e o efeito da escarificação e da rotação de culturas com intensificação de plantas de cobertura. Dessa forma, três macroparcelas (1,3 e 5) foram submetidas à escarificação esporádica, sendo está uma prática comumente utilizada pelos produtores na expectativa de aumentar a infiltração e reduzir o escoamento superficial.

Tabela 2 – Descrição dos tratamentos que integram o manejo de solo e de plantas nas macroparcelas

Tratamentos	Manejo de Solo	Manejo de planta	Sigla
Macroparcela 1 (M1)	Escarificação (CH) e plantio direto (NT)	Soja/pousio/trigo	CH+NT _{noCr}
Macroparcela 2 (M2)	Plantio direto (NT)	Soja/pousio/trigo	NT _{noCr}
Macroparcelas 3 e 5 (M3 e M5)	Escarificação (CH)	Rotação de cultura com alta adição de fitomassa	CH+NT _{Cr}
Macroparcelas 4 e 6 (M4 e M6)	Plantio direto (NT)	Rotação de cultura com alta adição de fitomassa	NT _{Cr}

Fonte: Elabora pela autora.

A primeira escarificação foi realizada em junho de 2014, logo após a delimitação das encostas, mesmo sem a ocorrência de compactação crítica, com auxílio de um escarificador de sete hastes do tipo jumbo. A operação foi realizada em nível e atingiu, aproximadamente, 30 cm de profundidade (Figura 13). Após essa escarificação, as macroparcelas permaneceram durante 12 meses sem monitoramento para o estabelecimento dos tratamentos, conforme as adições de fitomassa previstas e o calendário de cultivo estabelecido para cada macroparcela. A escarificação foi realizada novamente, nas mesmas macroparcelas, dois anos após a primeira escarificação, em 19/05/2016, considerando que aproximadamente 18 meses e o tempo que os efeitos da escarificação influenciam as propriedades relacionadas ao transporte de água no perfil (DRESCHER et al., 2016).

O manejo das plantas adotado nas seis macroparcelas teve como objetivo alcançar diferentes quantidades de fitomassa para induzir e verificar os seus efeitos no controle do escoamento superficial e da erosão, conforme calendário agrícola estabelecido (Figura 14).

Figura 13 – Implemento utilizado (a) e mobilização do solo promovida pela escarificação (b)



Fonte: Grupo GPEHS

Figura 14 – Calendário agrícola estabelecido para as seis macroparcelsas

Macro	2014			2015			2016			2017			2018											
	J	A	S	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	A	M	J
	Trigo	Soja	Pousio	Trigo	Soja	Pousio	Trigo	Soja	Pousio	Trigo	Soja	Pousio	Trigo	Soja	Pousio	Trigo	Soja	Pousio	Trigo	Soja	Pousio	Trigo	Soja	Pousio
CH+NT_{no}cr	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█
NT_{no}cr	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█
		Milho	Nabo	Trigo	Soja			Milho		Aveia+ Ervilh	Soja			Milho	Nabo	Trigo	Soja			Milho	Nabo	Trigo	Soja	
CH+NT_{cr}	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█
		Milho	Nabo	Trigo	Soja	Aveia + Ervilh		Milho	Nabo	Trigo	Soja	Aveia + Ervilh		Milho	Nabo	Trigo	Soja	Aveia + Ervilh		Milho	Nabo	Trigo	Soja	Aveia + Ervilh
NT_{cr}	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█	█

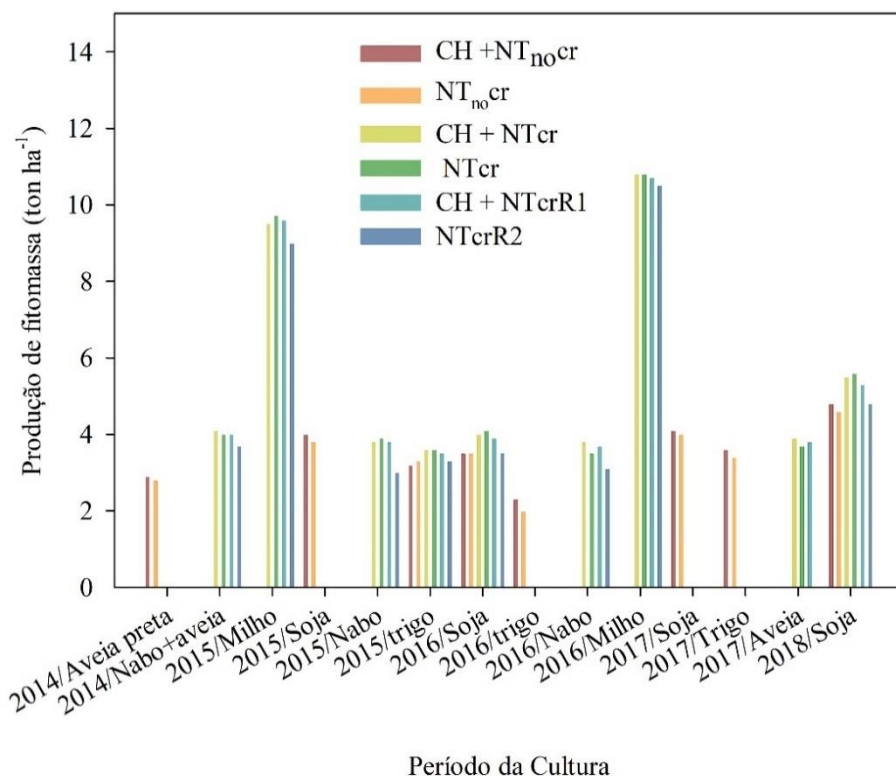
Fonte: Elaborada pela autora.

O manejo de solo (plantio direto) foi adotado em diferentes condições de manejo de plantas com baixa adição de fitomassa, reproduzindo um sistema comumente adotado pelos produtores (soja/pousio/trigo ou aveia preta), conduzido nas macroparcelsas CH+NT_{no}cr e NT_{no}cr, igual ao sistema utilizado nas bacias pareadas de ordem zero (Tabela 2). A outra condição testada foi o maior aporte de fitomassa nas macroparcelsas CH+NT_{cr}, NT_{cr}, CH+NT_{cr}R1 e NT_{cr}R2, utilizando rotação de cultura com espécies de alto potencial de adição

de fitomassa e sistema radicular, sendo as parcelas CH+NTcr e CH+NTcrR1 submetidas à escarificação, e as parcelas NTcr e NTcrR2 manejadas sob plantio direto (Tabela 2).

A amostragem para a quantificação da fitomassa (massa seca da parte aérea) foi realizada em três pontos de coleta (topo, meia encosta e base), distribuídos na área das bacias de ordem zero, com auxílio de um gabarito de 0,25 m² (0,5 x 0,5 m), no estágio de máxima área foliar. As amostras foram secas em estufa a 60°C até atingir peso constante, conforme metodologia proposta pela EMBRAPA (2004) (Figura 15). A produção de fitomassa para os tratamentos com binômio soja/trigo foi, em média, de 3 a 4 t ha⁻¹ por ciclo de cultura, representando um baixo aporte de fitomassa. O nabo forrageiro produziu, aproximadamente, 4 t ha⁻¹ de fitomassa e mais de 12 t ha⁻¹ com a semeadura da cultura do milho, representando os tratamentos com rotação de cultura e maior adição de fitomassa ao sistema de manejo adotado.

Figura 15 – Produção de fitomassa das macroparcelsas



Fonte: Elaborada pela autora.

4.3 MONITORAMENTO HIDROSEDIMENTOMÉTRICO

O monitoramento da chuva, da vazão e da produção de sedimentos foi realizado de julho de 2014 a abril de 2018, nas bacias de ordem zero, e, nas macroparcelas, de julho de 2015 a abril de 2018.

A chuva foi monitorada com um pluviógrafo, programado para o registro de dados em intervalos de tempo de dois minutos, e com dois pluviômetros para a quantificação da chuva diária acumulada. Os equipamentos foram instalados nas bacias de ordem zero em um local representativo das oito unidades de monitoramento (2 bacias e 6 macroparcelas). O volume acumulado de chuva foi utilizado para corrigir os valores dos pluviógrafos que, eventualmente, geraram resultados diferentes daqueles acumulados pelos pluviômetros, considerando cada evento de chuva-vazão.

O monitoramento da vazão (Q) foi realizado nas macroparcelas e nas bacias de ordem zero em calhas do tipo H, construídas com chapas de aço galvanizado (3 mm). A altura da lâmina de água foi monitorada com o uso de régua linimétrica e sensores de nível instalados junto à calha. As calhas foram dimensionadas com base na estimativa da vazão máxima nas macroparcelas e nas bacias de ordem zero. Essa estimativa foi realizada por meio do método racional, considerando a declividade média de 9%, o coeficiente de deflúvio de 0,70 e a precipitação máxima diária de 117 mm h^{-1} , para um tempo de retorno de 10 anos (CHEVALLIER, 1991). Os canais tranquilizadores foram confeccionados com chapas de aço galvanizado (3 mm), foram instalados acoplados na parte montante das calhas do tipo H, para garantir a linearidade das linhas de fluxo do escoamento superficial (LONDERO et al., 2017).

Um camalhão de terra foi construído para conduzir os fluxos para dentro da estrutura de medição, composta pelo canal tranquilizador e pela calha do tipo H. A altura do camalhão próximo ao canal tranquilizador foi de, aproximadamente, 100 cm, sendo essa altura reduzida gradativamente até 40 cm, na união com os camalhões laterais, que medem, aproximadamente, 40 cm. Os camalhões da parte inferior foram compactados e vegetados para evitar erosão e a consequente contribuição para a produção de sedimentos. A declividade do camalhão foi de 2% para evitar a erosão ou a deposição de material na sua base. Essa declividade foi definida tendo em vista que o camalhão pode ser erodido pela propagação dos fluxos da parcela, se a declividade for muito alta, ou pode favorecer a deposição de material, se a declividade estiver muito baixa.

No início do estudo, o monitoramento do nível foi realizado por meio de leitura direta em uma régua linimétrica, em intervalos de tempo de 5 a 10 minutos, conforme a variação do

nível. Posteriormente, além da obtenção do nível por meio de leitura direta na régua, a partir de abril de 2017, o monitoramento automático foi realizado por meio de linígrafos de pressão calibrados (sensores de pressão da marca Campbell), com registro de dados em intervalo de 2 e 5 minutos, instalados antes do início e retirados logo o término do evento. Assim, o monitoramento das oito unidades experimentais foi realizado com a estratégia de combinar equipamentos automáticos e o acompanhamento *in situ* por leitura direta realizada por dois pesquisadores.

As vazões foram estimadas em função da altura do nível, por meio da curva-chave cotavazão das duas calhas instaladas nas bacias de ordem zero (Equação 1) e nas seis macroparcelsas (Equação 2).

$$Q = 0,554 \times h^3 + 1,632 \times h^2 + 0,059 \times h \quad (1)$$

$$Q = 0,00069 \times h^3 + 0,0452 \times h^2 + 0,040885 \times h \quad (2)$$

Onde: Q é a vazão ($L s^{-1}$) e o h é a altura da lâmina de água em (ft) para Equação 2 e em (m), para equação 3.

A série de vazões de cada evento foi organizada em planilha eletrônica para a caracterização hidrológica e para geração do hidrograma em conjunto com o hietograma. A concentração de sedimento em suspensão (CSS) foi monitorada durante os eventos de chuva-vazão. Coletas manuais foram realizadas durante os eventos, sendo a amostragem realizada em intervalos variáveis considerando dois critérios: 1º) alteração de nível (~2 cm); e 2º) tempo entre as coletas (20 min). Ou seja, quando não houve mudança de nível em intervalos maiores do que 20 minutos, uma nova coleta foi realizada com intervalo de tempo máximo de 20 minutos. Para eventos de longa duração (> 6 h), frequência de amostragem foi maior durante os períodos de maior intensidade e na ascensão do nível, e menor na recessão do nível. Em geral, foram coletadas de 10 a 40 amostras por evento. Em muitos eventos, um número maior de amostras foi encaminhado ao laboratório e, após uma análise do hidrograma e dos horários das amostras coletadas, algumas dessas amostras foram descartadas em função da sua importância na descrição do evento.

Além do monitoramento da CSS durante eventos, outra estratégia utilizada para a sua quantificação foram os divisores Geib acoplados em caixas d'água, instalados na posição

jusante da calha de tipo H (Figura 16), os quais foram utilizados, de 2014 a 2015, para a obtenção de amostras de CSS para os eventos não monitorados por amostragem direta por pesquisadores.

Figura 16 – Seção de monitoramento hidrossedimentométrico das bacias de ordem zero no período de 2014-2015



Fonte: Grupo GIPEHS.

Após o evento, o volume de água + sedimento contido nas caixas d'água foi homogeneizado, e três amostras da suspensão foram coletadas em cada caixa para determinação da CSS. A média dessas três amostras foi utilizada para o cálculo da produção de sedimentos. Essa metodologia foi utilizada em poucos eventos, no início do projeto, especialmente naqueles em que não houve coleta manual. Após esse período de verificação, entendeu-se ser fundamental a alta discretização com o uso de linígrafos e pela amostragem manual da CSS durante os eventos.

As amostras de CSS foram analisadas, no Laboratório de Física do Solo da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), pelo método de evaporação proposto por (SHREVE; DOWNS, 2005). Os dados de CSS (g L^{-1}) foram interpolados para a obtenção do valor correspondente aos intervalos com dados de Q e para a construção do sedimentograma. A partir

desse conjunto de dados pareados de Q ($L s^{-1}$) e de CSS ($g L^{-1}$), foi estimada a descarga sólida em suspensão ($g s^{-1}$) para cada intervalo medido. A produção de sedimentos foi calculada a partir da integração dos dados pareados de Q e de CSS no tempo (Equação 3).

$$PS = \sum_{i=1}^n (CSS * Q) \quad (3)$$

Onde: PS é a produção de sedimentos (kg); CSS ($g L^{-1}$) é a concentração de sedimentos em suspensão; Q ($L s^{-1}$) representa a vazão; n é o número de medições instantâneas de CSS e Q num determinado tempo.

4.4 ANÁLISE E INTERPRETAÇÃO DOS DADOS

Os dados de precipitação (P), de vazão (Q) e de concentração de sedimentos em suspensão (CSS) de cada evento e de cada unidade de monitoramento foram organizados em planilha eletrônica, formando um banco de dados com a série hidrológica do período monitorado. Cada evento caracteriza uma condição específica e única em termos da chuva, de umidade do solo e da condição de superfície (uso e manejo). Os objetivos dessa etapa da metodologia foram: 1º) extrair variáveis características que pudessem refletir o impacto desses fatores controladores no comportamento hidrológico e erosivo, para indicar os mecanismos de degradação do solo e da água ou de seu potencial de degradação; e 2º) testar como diferentes metodologias de análise hidrológica podem ser adaptadas e tornarem-se úteis nessa escala de estudo. Para isso, quatro diferentes abordagens foram utilizadas:

- a) Análise dos eventos dos hietogramas, hidrogramas e sedimentogramas, para obter variáveis características e alcançar uma compreensão quantitativa da relação causa-efeito, conforme a sazonalidade da superfície;
- b) Estimativa da infiltração na escala de encosta para cada evento, pois essa variável é fortemente relacionada às características de superfície e dependente do padrão de umidade e da chuva e reflete a formação de escoamento superficial;
- c) Análise da relação entre a Q e a CSS ao longo do evento, por intermédio da histerese que contribui para a compreensão da dinâmica da desagregação e transporte pelo escoamento, bem como as implicações para a modelagem;
- d) Cálculo de um parâmetro empírico (CN – Número da Curva) que integra os efeitos do solo, do uso e do manejo característicos das condições de estudo;

4.4.1 Infiltração total aparente

O conceito de taxa de infiltração aparente (I_{ap}) foi utilizado para demonstrar o comportamento real da infiltração na escala de bacias de ordem zero e macroparcelas ao longo do tempo e para propor um modelo de infiltração para cada uma das unidades de monitoramento, devido à dificuldade de quantificar a variabilidade espacial da infiltração e sua implicação na estimativa do escoamento superficial.

A taxa de infiltração total aparente (I_{ap}) foi estimada para as unidades de monitoramento considerando os valores instantâneos de P e Q em cada intervalo de tempo nos diferentes eventos (Equação 4) utilizando metodologia proposta por Rose (2004). Ao final, tem-se a estimativa da I_{ap} em diferentes condições de chuva, de umidade antecedente do solo, de manejo do solo e de relevo.

$$I_{ap} = P - Q \quad (4)$$

Onde: I_{ap} é a taxa de infiltração total aparente; P é a intensidade da chuva (mm h^{-1}); Q é vazão do escoamento superficial (mm h^{-1}).

A relação entre a I_{ap} e a P de todos os eventos em cada unidade de monitoramento foi utilizada para a obtenção do modelo da taxa de infiltração em função da intensidade da chuva. Nesse modelo, é desejado que a distribuição dos pontos demonstre o comportamento da taxa de infiltração em função da intensidade da chuva, incluindo a formação do patamar (assíntota), que indica a magnitude máxima da taxa de infiltração em função da precipitação.

Para a obtenção do melhor modelo de ajuste para as unidades de monitoramento, a precipitação e a vazão foram interpoladas e testadas em intervalos de 2, 10, 30 e 60 minutos.

4.4.2 Análise dos hidrogramas e sedimentogramas

Os hidrogramas e sedimentogramas foram convertidos em variáveis características que expressam a interação entre os fatores controladores (chuva, umidade e cobertura) no comportamento da vazão e da concentração de sedimentos ao longo do evento, que culmina na magnitude das perdas de água e de solo e na degradação dos solos. Essas variáveis foram extraídas do hietograma, do hidrograma e do sedimentograma para o estabelecimento de uma medida quantitativa e comparável do fenômeno de transferência

de massa (água e sedimento), mas também de dissipação da energia cinética. Além dessas variáveis, foram extraídas outras informações (dependente ou independente) dos hietogramas, hidrogramas e sedimentogramas, utilizadas para a caracterização dos eventos (Tabela 3).

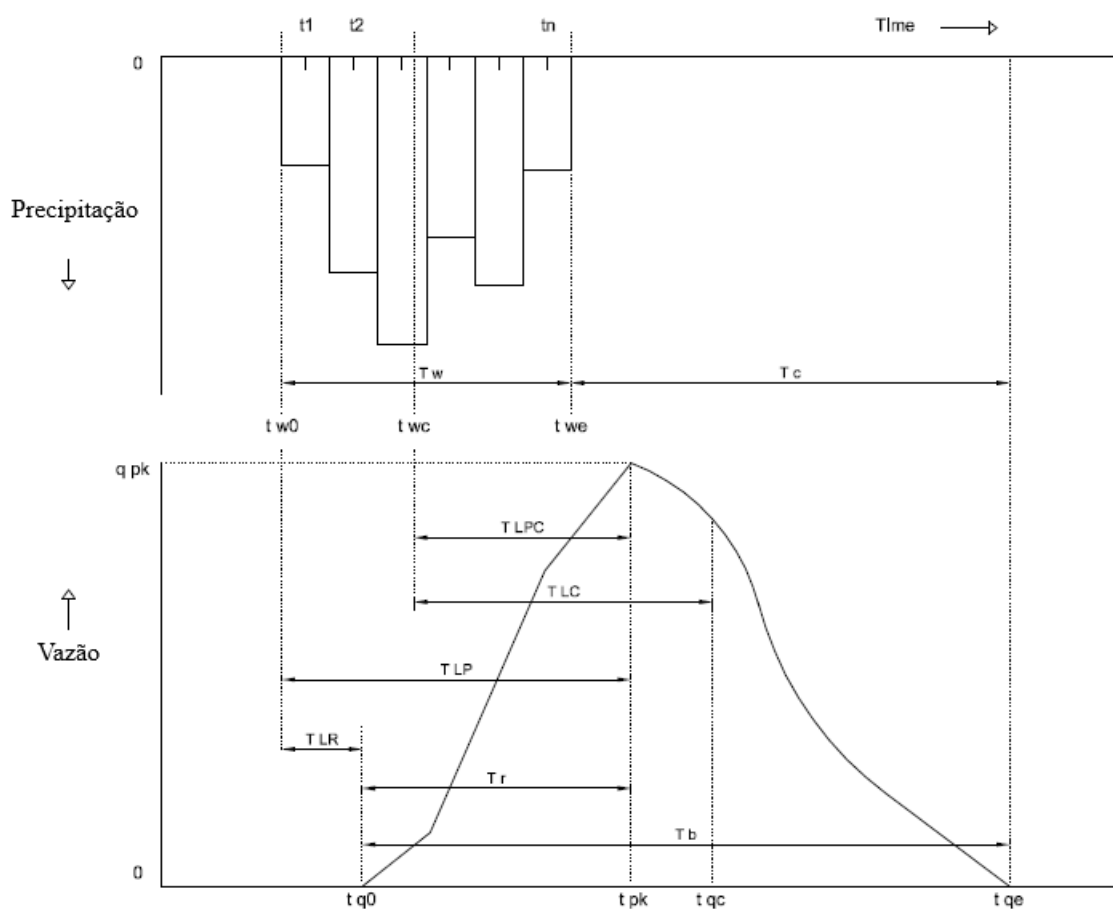
Tabela 3 – Variáveis de precipitação, de vazão e de sedimentos

Abreviação	Descrição	Unidade
P	Total de chuva acumulado	mm
I ₃₀	Intensidade máxima da chuva em 30 minutos durante o evento	mm h ⁻¹
I _{méd}	Intensidade média durante o evento	mm h ⁻¹
EI ₃₀	Erosividade da precipitação	MJ mm ha ⁻¹ h ⁻¹
TWL	Tempo entre o início da chuva e o centroide da chuva	min
Tw	Tempo de duração da chuva	min
Tr	Tempo de retorno da chuva	anos
TLP	Tempo entre o início da chuva e o pico de vazão	min
TLPC	Tempo entre o centroide da chuva e o pico de vazão	Min
TLC	Tempo entre o centroide da chuva e o centroide da vazão	Min
TR	Tempo para o pico de vazão	Min
Tc	Tempo de concentração (tempo entre o fim da chuva e o fim do escoamento superficial)	Min
ES	Escoamento superficial acumulado no fim do evento	Mm
C	Coefficiente de escoamento	-
Q _{peak}	Vazão de pico	L s ⁻¹
Q _{méd}	Vazão média	L s ⁻¹
I _{ap}	Infiltração aparente	Mm
CSS	Concentração de sedimento em suspensão	g L ⁻¹
CSS _{méd}	Concentração média de sedimentos em suspensão	g L ⁻¹
CSS _{máx}	Concentração máxima de sedimentos em suspensão	g L ⁻¹
PS	Produção de sedimentos	kg
IH	Índice de histerese	-
-	Formato da histerese	-
TQC	Tempo entre Q _{peak} e CSS _{máx}	Min

Fonte: Elaborada pela autora

A interpretação dos gráficos (hietograma, hidrograma e sedimentograma) foi realizada com base na metodologia proposta por Dingman (1987). O tempo de concentração (t_c) e outras variáveis de tempo envolvidas na interpretação do hidrograma (Figura 17) foram considerados importantes, pois refletem a rugosidade que o manejo impõe na propagação do escoamento. O tempo entre os centros de massa do hietograma (TWC) e do hidrograma (TQC) foi utilizado para calcular o tempo de atraso entre o pico de vazão e a chuva (TLPC = TPK-TWC). A determinação das variáveis ligadas ao *Lag Time* foi analisada para as diferentes condições de manejo de solo, planta e de água. Além disso, o seu reflexo na fricção imposta ao escoamento superficial e a forma do hidrograma.

Figura 17 – Diferentes tempos de retardo do *Lag time*



Fonte: Adaptado de Dingman (2002) por Menezes et al. (2018).

4.4.3 Parâmetros empíricos para a estimativa do escoamento superficial

4.4.3.1 Método do número de curva (CN-SCS)

O Modelo do Número da Curva (CN) (NRCS, 2004) foi desenvolvido pelo Serviço de Conservação de Solos do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (*Soil Conservation Service of US Department of Agriculture – SCS-USDA*), atualmente denominado Serviço de Conservação dos Recursos Naturais (*Natural Resources Conservation Service – NRCS*). Esse método é empírico, mas amplamente utilizado em modelos hidrológicos para estimar o escoamento superficial, gerado durante um evento de chuva em função do total de chuva precipitado (P), das abstrações iniciais (I_a) e da estimativa da capacidade máxima de armazenamento de água no solo (S) (Equação 5).

$$Q = \frac{(P - I_a)^2}{(P - I_a + S)} \quad (5)$$

Onde: Q é escoamento superficial (mm); P é precipitação (mm); I_a são perdas iniciais (mm); e S é a estimativa da capacidade máxima de armazenamento de água no solo (mm). Considerou-se que o I_a corresponde a 20% de S . O valor de S foi calculado por meio da Equação 6.

$$S = \frac{25400}{CN} - 254 \quad (6)$$

Onde: CN é um parâmetro adimensional que varia entre 0 e 100 e representa as características de solo em relação à permeabilidade, ao uso e ao manejo dos solos. Neste estudo, os valores de S e de CN foram estimados para cada evento e para as diferentes unidades de monitoramento, considerando os valores monitorado de chuva (mm) e do escoamento superficial (mm), por meio da Equação 7, proposta por Hawkins et al. (2009).

$$S = 5 \times \left[P + 2Q - \sqrt{(4 \times Q^2 + 5 \times P \times Q)} \right] \quad (7)$$

O valor do CN , com o valor de S estimado, foi calculado por meio da Equação 8.

$$CN = \frac{25400}{S + 254} \quad (8)$$

Os valores de CN foram calculados para o conjunto de dados existentes nas duas bacias de ordem zero e nas seis macroparcelas, o que totalizou 63 e 27 valores de CN, respectivamente. Os valores de CN observados foram analisados segundo a sazonalidade da cobertura do solo (baixa, média e alta cobertura), e, em relação à magnitude da chuva, foram consideradas diferentes magnitudes da Q_{peak} (L s^{-1}). A magnitude dos eventos foi discriminada em três faixas (baixa, média e alta magnitude) considerando a percepção dos impactos decorrentes das vazões observada (Tabela 4).

Tabela 4 – Magnitude estabelecida para a chuva, por meio da Q_{peak} para as bacias de ordem zero e para as macroparcelas

Encostas	Baixa	Média	Alta
Bacias de ordem zero	0 - 20	20 - 100	>100
Macroparcelas	0 - 20	20 - 40	> 40

Fonte: Elaborada pela autora.

4.4.3.2 Determinação do coeficiente de escoamento pelo método racional

O método racional foi utilizado para estimar as vazões máximas das bacias de ordem zero e das macroparcelas, a partir de dados de chuva e de um coeficiente de escoamento (MULVANY, 1851) (Equação 9).

$$Q = \frac{C \times I \times A}{3600} \quad (9)$$

Onde: Q é a vazão máxima (L s^{-1}); C é o coeficiente de escoamento superficial; I é a intensidade da chuva de projeto (mm h^{-1}); e A é área da bacia hidrográfica (km^2).

O valor de C foi calculado para as diferentes unidades de estudo, utilizando três diferentes valores de intensidade máxima da chuva com durações de dez, trinta e sessenta minutos (I_{10} , I_{30} e I_{60} , respectivamente). Os valores medidos de C foram utilizados para a verificação da variabilidade entre as unidades de estudo, segundo a magnitude dos eventos e a sazonalidade da cobertura.

4.4.3.3 Determinação da vazão de pico unitária do método TR55

O método TR 55, desenvolvido pelo NRCS-USDA (*Technical Release 55*), assim como o método racional, também foi utilizado para determinar a vazão máxima durante eventos (Equação 10).

$$Q_p = Q_u \times A \times Q \times F_p \quad (10)$$

Onde: Q_p é a vazão de pico ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$); Q_u é o pico de descarga unitário ($\text{m}^3 \text{s}^{-1} \text{cm}^{-1} \text{km}^2$); A é a área de contribuição (km^2); Q é a lâmina de escoamento superficial (cm); e F_p é um fator de ajuste adimensional para locais saturados.

Os valores de Q_p e Q foram medidos em cada evento, enquanto os valores de A e F_p foram mantidos constantes para cada unidade de monitoramento. A partir disso, os valores de Q_u foram estimados, também, para demonstrar a resposta de cada unidade de estudo em termos de vazão unitária e dos efeitos da sazonalidade do uso e do manejo.

4.4.4 Histerese entre Q e CSS

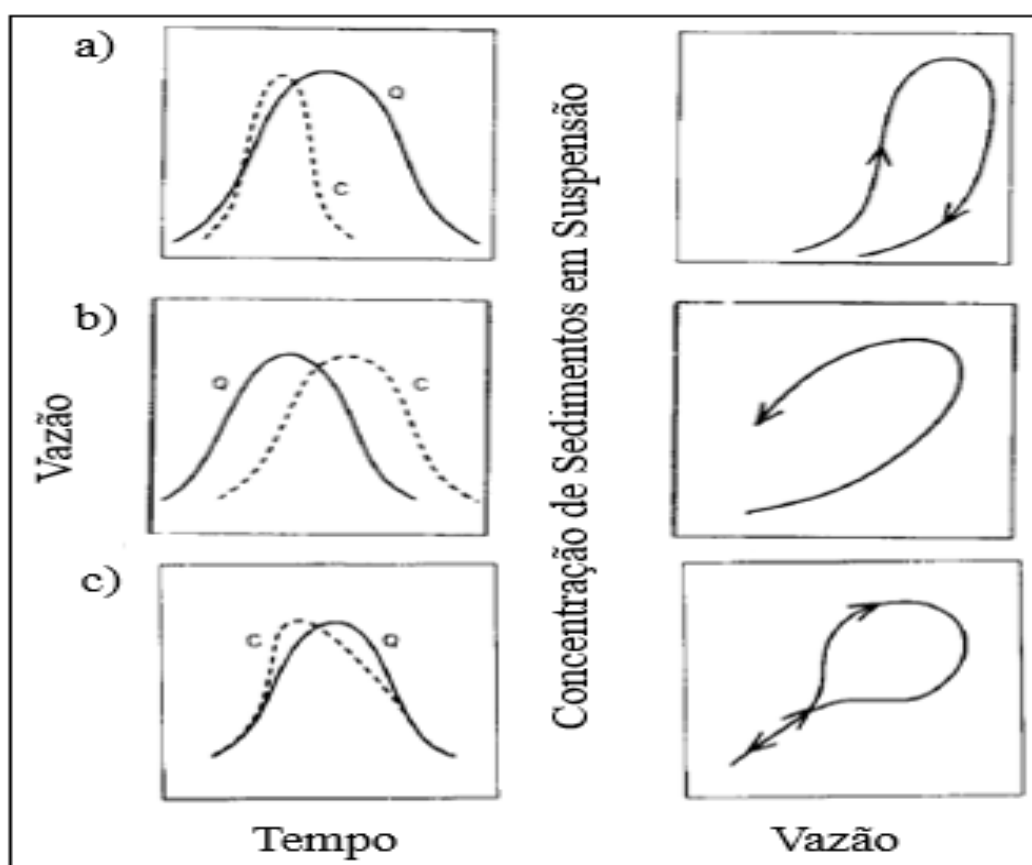
A histerese foi utilizada para descrever o processo de transferência de sedimentos em relação à vazão nas diferentes condições de manejo de solo. A histerese foi caracterizada e quantificada para a classificação do comportamento hidrossedimentológico da unidade em estudo. Com isso, os eventos foram comparados considerando os diferentes estágios de cobertura do solo e magnitude da chuva. Por meio da determinação da histerese, é possível verificar o comportamento do suprimento e a exaustão de sedimentos das unidades durante os eventos, ajudando na descrição dos fatores controladores da geração e transferência de sedimento durante os diferentes eventos de chuva-vazão. A classificação qualitativa da histerese foi realizada para classificar o seu sentido em horário, anti-horário e oito, segundo a relação gráfica entre a CSS e a Q (Figura 18) (WILLIAMS, 1989).

O tipo de histerese reflete o seu comportamento hidrossedimentológico a partir do sentido e do formato do laço de histerese, que pode ser no sentido horário, anti-horário ou formato em oito (Figura 18), estes sentidos refletem as características entre o tempo de pico e a ascensão e recessão do hidrograma e do sedimentograma.

No laço de sentido horário, a CSS do ramo ascendente é maior do que do ramo decrescente para uma mesma vazão, demonstrando que a fonte de sedimento está próxima ao

exutório e/ou há uma exaustão com a evolução do evento. No laço em sentido anti-horário, a CSS do ramo ascendente é menor do que do ramo descendente, sendo o pico da CSS atrasado em relação ao pico de Q . Nessa condição, a fonte de sedimento está mais distante do exutório da bacia. No formato em oito, a CSS e a Q começam a aumentar aproximadamente juntas, mas é a CSS que atinge o pico primeiro e o seu decaimento é mais lento do que a vazão.

Figura 18 – Análise ilustrativa das três principais classes de laço de histerese, com laço horário (a) laço anti-horário (b) e laço com formato em oito (c).



Fonte: Adaptado de Williams (1989).

Além da análise qualitativa, a intensidade (análise quantitativa) do laço da histerese foi determinada por meio do índice de histerese (IH), proposto de Lawler et al. (2006). O índice de histerese é obtido a partir da análise do gráfico da Q versus CSS. Primeiramente, as vazões de pico (Q_{peak}) e inicial mínima (Q_{min}) são determinadas, para a obtenção da vazão central (Q_{cen}) do ramo ascendente do evento. Com o valor de Q_{cen} obtido, é possível encontrar os valores de CSS no ramo crescente e decrescente utilizando a visualização gráfica. Se a curva de histerese

possuir sentido horário, o índice de histerese será positivo e calculado pela Equação 11 e, quando for negativo, pela Equação 12.

$$IH = (CSSRC / CSSRD) - 1 \quad (11)$$

$$IH = (-1 / (CSSRC / CSSRD)) + 1 \quad (12)$$

Onde: *IH* é o índice de histerese; *CSSRC* é a concentração de sedimento em suspensão do ramo crescente; e *CSSRD* é a concentração de sedimento em suspensão do ramo decrescente.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Este trabalho de pesquisa fez parte do subprojeto “MONITORA”, pertencente ao Projeto Mais Água, fomentado pelo Governo Estadual do Rio Grande do Sul e pela Financiadora de Inovação e Pesquisa (FINEP). Os resultados são provenientes do monitoramento de chuvas naturais, na expectativa de reunir o maior número possível de eventos em uma série significativa em termos de magnitude das chuvas e de condição de superfície de dados de escoamento superficial e de concentração de sedimentos. A finalidade do estudo foi, também, gerar informações a partir de dados observados do comportamento hidrológico e erosivo sob a influência de práticas de manejo de solo, de planta e de água, na escala de encosta sob plantio direto. O estudo teve como objetivo também, derivar os valores de parâmetros que expressam os processos hidrológicos e erosivos nessa escala, ainda pouco explorada.

Apesar do curto período de monitoramento para um estudo hidrológico, o conjunto de eventos obtidos incorporou um amplo conjunto de condições de chuva, permitindo avaliar o comportamento dessas duas unidades de monitoramento, que representam o sistema de produção de grãos no planalto meridional do Brasil. A quantificação dos efeitos do manejo sobre a hidrologia é uma forma de contribuir para o aprimoramento do conceito de AC, que deve ser aprimorado para potencializar a capacidade produtiva dos solos e reduzir a degradação dos recursos hídricos.

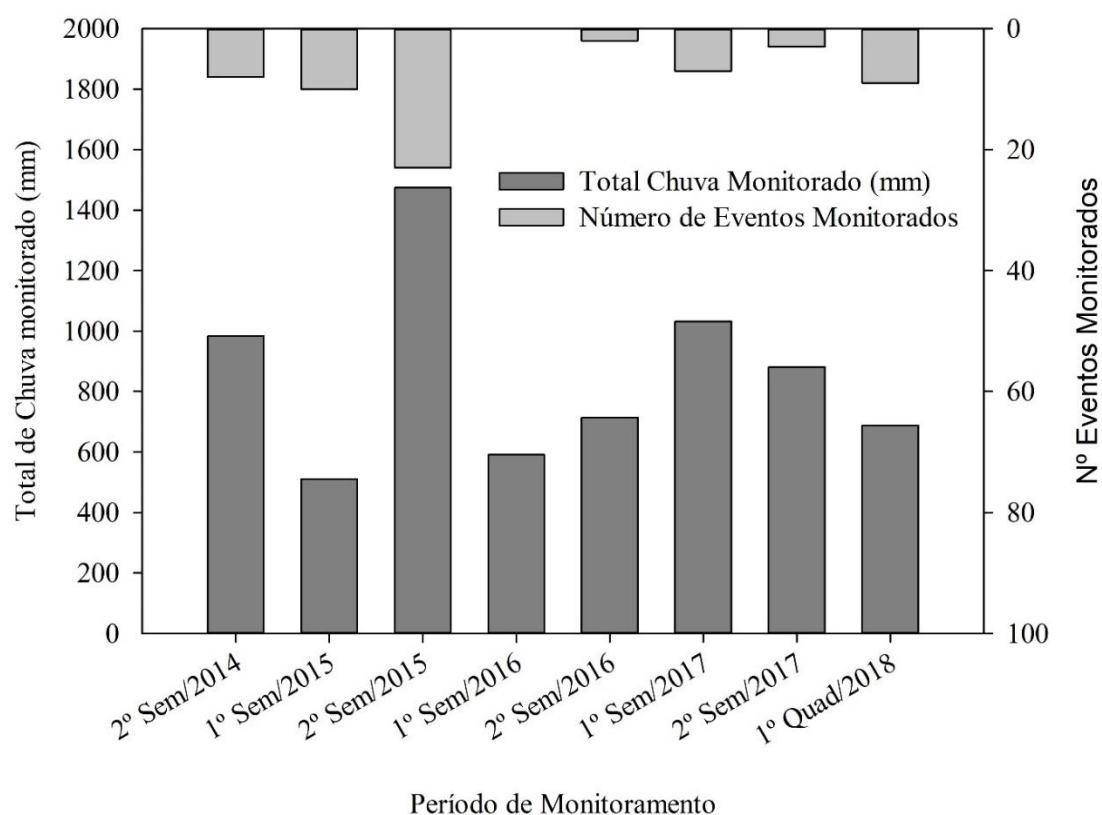
Os resultados foram divididos em duas partes: a) das bacias de ordem zero e b) das macroparcelas. Os resultados obtidos das bacias de ordem zero são influenciados pela curvatura convergentes e pela maior área de contribuição, e os resultados obtidos das macroparcelas são influenciados pela curvatura retilínea, menor área de contribuição e por diferentes níveis de manejos de planta e de solo. Nas duas bacias de ordem zero, foram monitorados 63 eventos, e, nas seis macroparcelas, 27 eventos. A diferença de eventos monitorados nas duas escalas ocorreu porque: a) o monitoramento das bacias iniciou um ano antes do monitoramento das macroparcelas; b) a maior área de contribuição e a forma das encostas favoreceu a formação de escoamento nas bacias, mas não nas macroparcelas em alguns eventos; c) o monitoramento das bacias foi priorizado quando não houve pesquisadores suficiente para o monitoramento em todas as unidades ao mesmo tempo. Importante salientar que, apesar da existência de equipamentos automáticos, quase a totalidade dos eventos foi monitorada com a presença dos pesquisadores do início ao fim do evento.

5.1 BACIAS DE ORDEM ZERO

5.1.1 Eventos chuva-vazão

Os eventos monitorados compreenderam diferentes comportamentos em termos de padrão de chuva e de cobertura do solo ao longo do período do estudo (Figura 19). O fenômeno climático El Niño atuou no período de 2014 a 2015 e promoveu chuvas acima da média (NOAA, 2018), o que favoreceu a ocorrência de vários eventos com alta magnitude de chuva. O fenômeno climático La Nina foi observado no ano de 2016, o que resultou num período com chuvas abaixo da média (NOAA, 2018) e reduziu o número de eventos de alta magnitude. Em 2017, as chuvas foram bem distribuídas durante todo o ano sob influência, mesmo que menor, do fenômeno El Niño, que persistiu até o primeiro trimestre de 2018.

Figura 19 – Distribuição temporal dos eventos monitorados



Onde: Sem: Semestre; Quad: Quadrimestre.

Fonte: Elaborada pela autora.

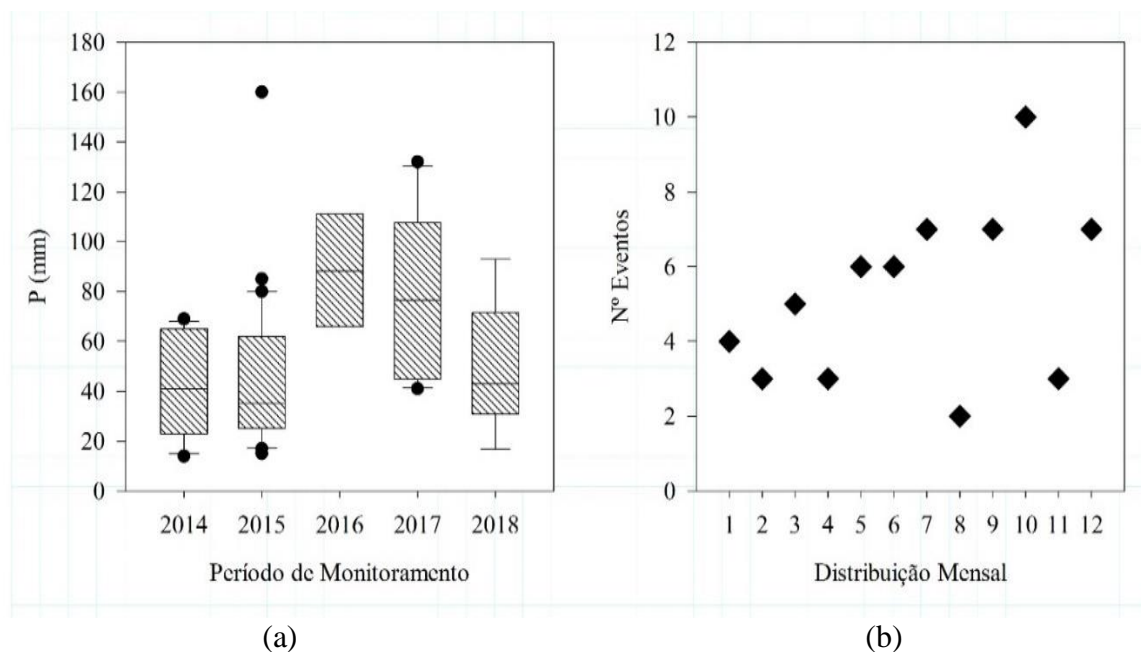
No 2^a semestre de 2014, 70% dos 11 eventos monitorados ocorreram em setembro e outubro, que, historicamente, são meses de maior erosividade no Sul do Brasil (BAZZANO; ELTZ; CASSOL, 2010; CASSOL et al., 2007). No primeiro semestre de 2015, o volume das chuvas ficou abaixo da média mensal (Figura 4). No segundo semestre de 2015, o volume das chuvas foi acima da média, e os 30 eventos monitorados abrangeram diferentes estágios das culturas. Proporcionalmente, o segundo semestre de 2015 foi o período com maior número de eventos (23) monitorados nas bacias de ordem zero. No ano 2016, os volumes de chuvas foram menores, o que reduziu o número de eventos monitorados durante esse período.

Em 2017, os volumes de chuva foram acima da média na maioria dos meses, sendo que 5 dos 10 eventos significativos de chuva-vazão coletados aconteceram em maio, mês que teve, aproximadamente, 400 mm de chuva acumulada. Os 9 eventos monitorados entre janeiro e abril 2018 representam condições de chuvas convectivas (chuvas de verão), as quais são de maior dificuldade de monitoramento, pela sua imprevisibilidade e curta duração.

Aproximadamente 80% do volume precipitado não gerou eventos com volume de escoamento superficial significativos. O volume de chuva dos eventos que geraram escoamento em cada ano variou de 14 a 160 mm (Figura 20a), ao longo de todos os meses dos anos e sob diferentes condições de cobertura do solo e de ciclo das culturas (Figura 20b). Alguns eventos de chuva com pequeno volume precipitado, para condições específicas de intensidade e umidade antecedente, geram escoamento superficial devido à baixa capacidade de infiltração de água. A variabilidade na distribuição temporal dos eventos de chuva monitorados durante o estudo ressalta a importância do monitoramento de uma longa série histórica, para melhor descrição do comportamento das chuvas perante as condições de uso e manejo impostas nas encostas agrícolas e das suas respostas perante as perdas.

A ocorrência de escoamento superficial mesmo de chuvas de pequeno volume evidencia a dificuldade em manejar a água nos sistemas agrícolas e a necessidade do desenvolvimento de meios produtivos mais sustentáveis, com melhor aproveitamento da água (ROCKSTRÖM et al., 2009; INDORIA et al., 2017). A formação do escoamento superficial e seus processos associados, como a perda de água e de solo, compromete também a produtividade das culturas. Nesse contexto, as lacunas para o aumento de rendimento são grandes, não devido à falta de chuva, mas devido ao manejo ineficiente da água em áreas, por isso, é importante o desenvolvimento de pesquisas que visam melhorar o gerenciamento da água para garantir a segurança alimentar da população (ROCKSTRÖM et al., 2010).

Figura 20 – Caracterização e distribuição anual das chuvas monitoradas nas bacias de ordem zero

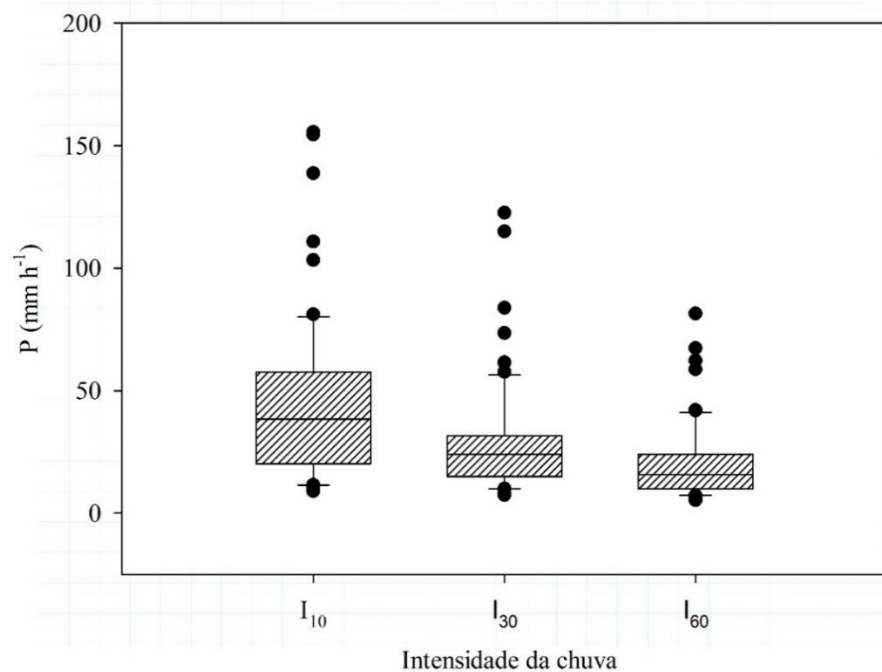


Fonte: Elaborada pela autora.

A Q_{peak} foi utilizada para classificar a magnitude dos eventos de chuva-vazão, dessa forma, na NTC, 57% foram classificados como de baixa, 26% de média e 18% de alta magnitude. Na TC, 80% dos eventos foram de baixa, 15% de média e 6% de alta magnitude. Deve-se considerar que o volume acumulado de chuva foi o mesmo para as duas bacias, e o que reduziu o seu impacto foi a adoção do terraceamento. Segundo revisão proposta por Arnáez et al. (2015b), a adoção de terraços em encostas agrícolas reduz a vazão de pico em bacias hidrográficas, além de reduzir o volume de escoamento superficial.

As maiores intensidades de chuva em intervalos de 30 minutos (Figura 21) foram registradas nos dias 19/11/2015 e 26/05/2017, com 122 e 115 mm h^{-1} , respectivamente. Esses dois eventos ultrapassam os valores de intensidade máxima utilizados para o dimensionamento de terraços comumente utilizados na região Sul (CASTRO, 1992). A mudança no regime pluviométrico, com maior intensidade, é decorrente das mudanças climáticas (MARENGO, 2008; MENDES, 2006) e tem como consequência o desencadeamento dos processos erosivos associados ao escoamento superficial (NEARING et al., 2005). A amplitude das intensidades das chuvas para diferentes intervalos de chuva (10 - 60 minutos) é mostrado na Figura 21. Naturalmente, para menores intervalos, a intensidade da chuva tem uma magnitude maior.

Figura 21 – Intensidades das chuvas para intervalos de tempo de 10, 30 e 60 minutos



Onde: P: Intensidade da chuva (mm h^{-1}); I₁₀: Intensidade máxima da chuva em 10 minutos durante o evento; I₃₀: Intensidade máxima da chuva em 30 minutos durante o evento; I₆₀: Intensidade máxima da chuva em 60 minutos durante o evento.

Fonte: Elaborada pela autora.

A alteração no padrão climático implica a necessidade de revisar as intensidades das chuvas de projeto para o dimensionamento dos terraços (DONAT et al., 2013). O sistema agrícola deve ser preparado para suportar os impactos dessa nova condição climáticas de chuvas mais intensas e de menor tempo de duração (ONU, 2019). Além disso, as técnicas utilizadas nos sistemas de produção agrícola devem proporcionar a infiltração e/ou o armazenamento de água nos solos, evitando, assim, que as perdas de água afetem negativamente o desenvolvimento e a produtividade das culturas de sequeiro.

Os eventos que geraram escoamento superficial significativos tiveram tempo de retorno (TR) variável (Tabela 5), sendo que 9% tiveram TR entre 1 e 10 anos, 8% entre 11 e 70 anos, e um evento (1,6%) ultrapassou o TR de 100 anos, o que caracteriza uma situação extrema. Os eventos abrangem uma ampla faixa da variabilidade temporal dos eventos de precipitação e, com base no TR, será possível estimar a probabilidade de ocorrência de cada evento chuva ($P=1/\text{TR}$).

Tabela 5 – Tempo de retorno dos maiores eventos de chuva monitorados

Data	P (mm)	TDP (min)	TR (anos)
13/05/2017	105	102	115,38
10/02/2018	93	86	67,43
08/10/2015	160	774	43,66
19/11/2015	73	66	19,82
18/10/2016	111	306	16,07
15/03/2018	82	121	11,22
27/01/2018	61	69	4,34
07/06/2017	116	1012	2,1
23/12/2015	79	230	2,05
03/11/2014	51	56	1,86
13/08/2017	80	294	1,35
30/10/2014	69	192	1,04

Onde: P é o total de chuva acumulado (mm); TDP é o tempo de duração da chuva (min); e TR é o tempo de retorno (anos).

Fonte: Elaborada pela autora.

5.1.2 Formação do escoamento superficial

As variáveis hidrológicas foram caracterizadas por meio da vazão em cada evento para as diferentes condições de cobertura do solo e magnitude de chuva, representando as respostas hidrológicas das unidades fisiográficas ao manejo de planta e de água nas bacias NTC e TC. A dinâmica do escoamento, além de comandar os processos erosivos, também controla os processos de contaminação da água pelos elementos dissolvidos e associados à carga de sedimento transportado contendo fertilizantes e pesticidas (EXTERKOETTER et al., 2019). Os impactos decorrentes do escoamento superficial em áreas sob PD, que não adotam os seus princípios norteadores, têm sido recorrentes. Esse sistema de manejo do solo tem originado e acelerado os processos erosivos e aumentado a fragilidade hidrológica das encostas agrícolas (DIDONÉ et al., 2014; (DEUSCHLE et al., 2019; KASSAM; DERPSCH; FRIEDRICH, 2014; LONDERO et al., 2017; MERTEN et al., 2015a).

O PD tem efeito positivo na redução da erosão do solo em relação ao sistema convencional em parcelas experimentais de Weischmer (~70 m) (SCHAFER et al., 2001; WILLIAMS; WUEST; LONG, 2014). Porém, na escala intermediária de encosta agrícola, esse sistema de manejo do solo não se mostra eficiente para a maioria das condições e promove

significativas perdas de água (MERTEN et al., 2015a), por isso práticas conservacionistas complementares precisam ser adotadas para melhorar o estabelecimento do sistema. O fato de adotar o PD não é sinônimo de agricultura conservacionista, pois esse conceito deve contemplar outras medidas como, o manejo da água. Para isso, é necessário adotar práticas mecânicas, como o terraceamento, para reduzir o escoamento superficial. Nesse sentido, essas variações no manejo de solo e de água foram monitoradas em uma escala maior, como a de bacia de ordem zero em sistemas mais simplificados de manejo do solo (NTC) e em sistemas mais estruturados com manejo da água (TC).

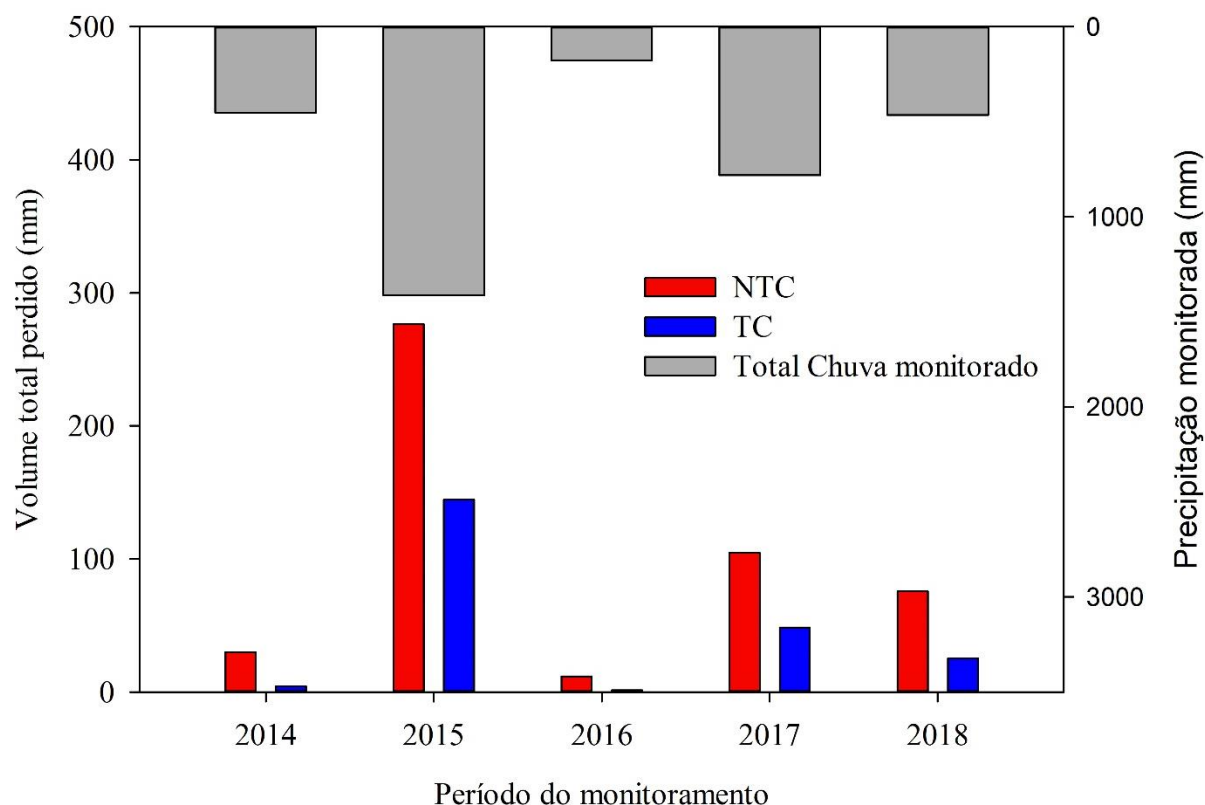
A escala de bacia de ordem zero é similar à realidade dos agricultores e possibilita a inferência quantitativa do manejo sobre as respostas hidrológicas durante eventos de chuva-vazão. A avaliação de bacias pareadas possibilitou a quantificação da resposta de ambas as encostas perante o mesmo evento de chuva, com as condições de manejo de água contrastantes (NTC e TC).

5.1.2.1 Volume do escoamento superficial

O volume total perdido de água por escoamento superficial foi quantificado para cada evento de chuva-vazão e comparado na escala anual entre as duas bacias, onde se verificou uma superioridade nas perdas na NTC em relação à TC (Figura 22). Dessa forma, pode-se considerar que a simples adoção do PD não é suficiente para controlar as perdas. Em estudo conduzido na região mediterrânea com a introdução do terraceamento, houve a redução do efeito negativo de chuvas intensas em relação ao sistema sem terraço, mostrando-se uma prática conservacionista eficiente no controle do escoamento superficial (HAMMAD; BØRRESEN; HAUGEN, 2006).

A redução das perdas na TC foi verificada para todo o período de monitoramento, considerando o coeficiente de escoamento (C), pode-se avaliar que, no segundo semestre de 2014, o volume total de chuva monitorado foi de 452 mm, correspondendo a um coeficiente de escoamento (C) de 7% na NTC e de 1 % na TC. Em 2015, o volume chegou a 1413 mm, o que proporcionou C de 19% na NTC e de 10% na TC. Em 2016, o volume quantificado de chuva acumulada foi de 177 mm, que representa um C de 7% na NTC e de 1,5% na TC. Os 781 mm de chuva monitorados em 2017 proporcionaram C de 13% na NTC e de 6% na TC. No primeiro quadrimestre de 2018, os 464 mm de chuva corresponderam a valores de C de 16% na NTC e de 5% na TC.

Figura 22 – Volume total perdido anualmente devido ao escoamento superficial na NTC e TC



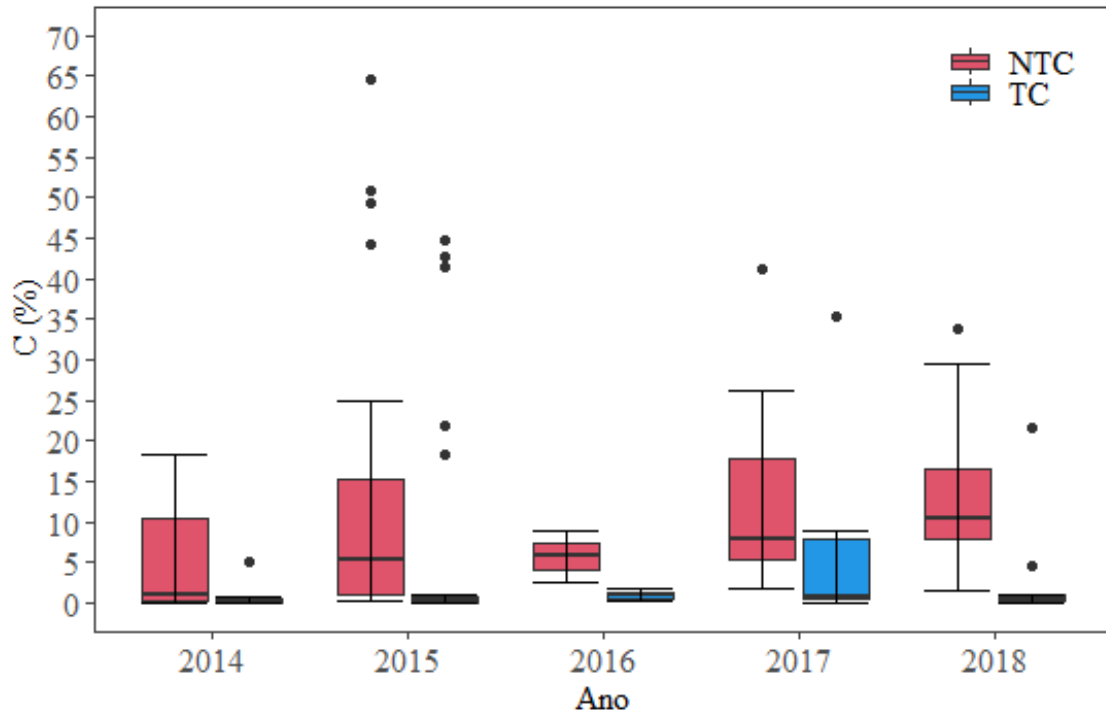
Onde: NTC: Bacia sem terraço; TC: Bacia com terraço.

Fonte: Elaborada pela autora.

Os valores de $C > 10\%$ é semelhante ao observado em bacias hidrográficas urbanas onde se tem uma maior área. Em 2014, 45% dos eventos tiveram $C > 10\%$ na NTC, enquanto na TC 90% dos eventos tiveram $C < 1\%$. Nos anos de 2015 e 2017, na NTC 40% dos eventos tiveram $C > 10\%$. Em 2018, na NTC 55% dos eventos tiveram $C > 10\%$. Os coeficientes de escoamento evidenciam a baixa capacidade do PD sem terraço em reduzir o volume de escoamento superficial (Figura 23).

As perdas de água pelo escoamento superficial são maiores com pouca biomassa sobre o solo, mesmo com quantidades altas de biomassa não é suficiente para controlar as perdas de água (SASAL et al., 2010; DEUSCHLE et al., 2019) em eventos elevado volume ou intensidade de precipitação. Por isso, a adoção de uma prática mecânica, como a construção de terraços, associada a manejos de planta e de solo são práticas necessárias em áreas agrícolas, para diminuir as perdas e para aumentar o armazenamento de água no solo (LONDERO et al., 2017; MERTEN et al., 2015b). A retomada do terraceamento é essencial para o aprimoramento

Figura 23 – Porcentagem anual do escoamento superficial na NTC e TC



Onde: C: Porcentagem de escoamento (%); NTC: Bacia sem terraço; TC: Bacia com terraço.

Fonte: Elaborada pela autora.

de sistemas agrícolas que melhor aproveitam a água proveniente da chuva em áreas de sequeiro (MCNEILL et al., 2017). Essa não é uma alternativa apenas para controlar a erosão, mas para aumentar a produtividade e, com isso, aumentar o rendimento das culturas (CAI; ROSEGRANT, 2003). O terraceamento garante o armazenamento de água no perfil do solo que sendo um ótimo reservatório natural para os períodos de déficit hídrico. Entretanto, é importante frisar que apenas a adoção dos terraços, também, não é suficiente para atingir a qualidade desejada da agricultura conservacionista (HAYNES; MCLAUGHLIN; HEITMAN, 2013). A adição e incremento da matéria orgânica do solo e a manutenção da cobertura são práticas fundamentais e precedem a necessidade dos terraços.

A produção agrícola de sequeiro é altamente dependente do regime de precipitação durante o ciclo da cultura, para garantir a sua produtividade. A utilização da irrigação como técnica complementar às chuvas tem sido utilizada para manter ou aumentar a produtividade das culturas (ROCKSTRÖM et al., 2010). Contudo, a manutenção ou o aumento da produtividade e a superação do estresse hídrico em períodos sem chuva podem ser

potencializados com o manejo eficiente dos recursos naturais e energéticos, que devem ser adotadas antes do investimento em irrigação (CAI; ROSEGRANT, 2003). O terraceamento é uma prática milenar de manejo eficiente da água que promoveu o desenvolvimento da agricultura sob condições de relevo, solo e clima adversas, mas que o atual sistema de produção considera desnecessária (ARNÁEZ et al., 2015a).

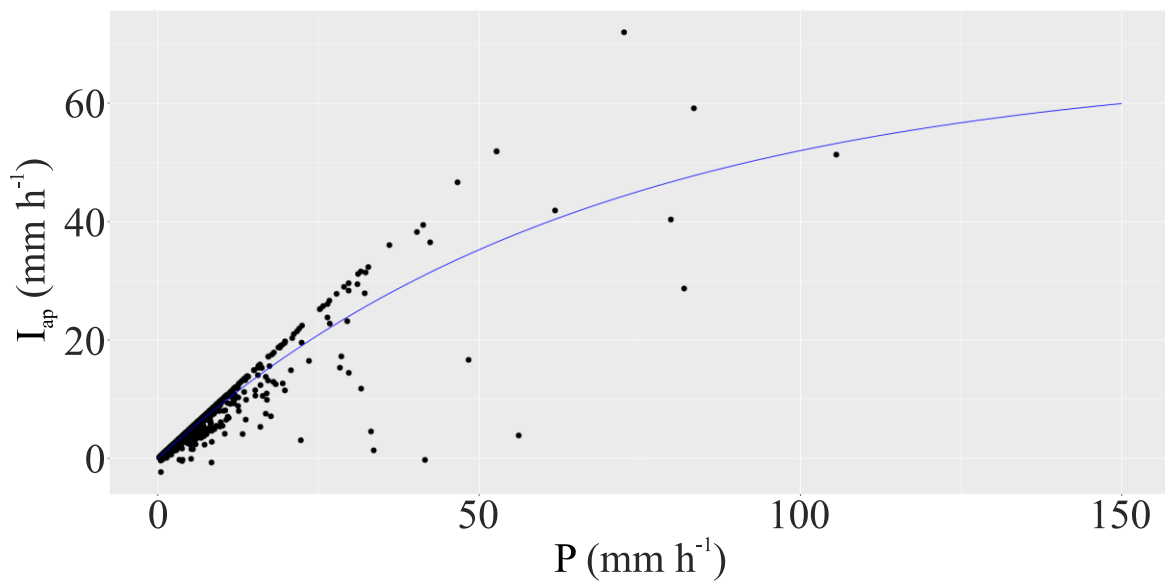
A imposição climática, com chuvas extremas e períodos de estiagem, é um desafio para a agricultura e implica a necessidade de aprimoramento dos sistemas de produção, mesmo em áreas com solos manejados sob PD. O controle e o aumento da infiltração proporcionados pelos terraços não foram suficientes para evitar o transbordamento dos terraços na TC, que ocorreu em 14% dos eventos, no final de 2015 e em 2017. O transbordamento ocorreu devido à redução da área de seção transversal com o rebaixamento natural da crista e devido à ocorrência de eventos com $TR > 10$ anos. Por isso, a manutenção dos terraços deve ser realizada periodicamente para realizar a correção das imperfeições e manter sua altura adequada (PRUSKI, 2009). Além disso, o transbordamento para os eventos com $TR > 10$ anos ocorreu porque o volume de chuva ultrapassou o volume utilizado para o dimensionamento dos terraços. Mesmo com o transbordamento, nenhum terraço rompeu. Também há de se destacar que apenas o manejo de água (terraceamento), para alguns eventos específicos, não conseguiu conter o escoamento superficial. Entretanto, apenas a adoção dos terraços, também, não é suficiente para atingir a qualidade desejada da agricultura conservacionista (HAYNES; MCLAUGHLIN; HEITMAN, 2013). A perda de água na TC para os eventos em que não ocorreu o transbordamento dos terraços é proveniente da área de contribuição, que é de 1689 m², referente ao último terraço e à seção de monitoramento, correspondendo a uma distância horizontal de, aproximadamente, 35 m da seção de monitoramento.

A formação do escoamento superficial pode ser considerada sob a perspectiva da infiltração total aparente (I_{ap}). O modelo da I_{ap} foi estimado utilizando os dados obtidos nos 63 eventos monitorados na NTC, considerando intervalos de 30 minutos (Figura 24).

A duração de 30 minutos (I_{30}) foi a melhor alternativa para a geração do modelo de infiltração, entre os vários intervalos de chuva avaliados (2, 10, 30 e 60 minutos). Apesar do conjunto de dados com grande número de eventos, a formação de um patamar é mesmo evidente. Três regiões distintas são evidenciadas: a) trecho inicial com $I = P$; b) trecho intermediário com $I < P$ e alta dispersão dos dados pela influência da umidade do solo; e c) I constante pelo alcance da máxima infiltração possível no local, formando um patamar. O patamar demonstra o valor máximo de infiltração para as maiores intensidades de chuva. Barros

et al. (2014) apresentou o modelo de infiltração com as mesmas regiões, inclusive com a formação de um patamar mais evidente para uma pequena bacia (120 ha) na região noroeste do RS.

Figura 24 – Relação entre a infiltração total aparente e a intensidade de chuva de 30 minutos para os eventos monitorados na NTC



Onde: I_{ap} : Infiltração total aparente; P: Intensidade da chuva.

Fonte: Elaborada pela autora.

Neste estudo, as precipitações $\leq 40 \text{ mm h}^{-1}$ estiveram localizadas na parte inferior do gráfico, onde os pontos possuem tendência linear, o que indica que todo o volume de chuva é infiltrado. Para precipitações $> 40 \text{ mm h}^{-1}$, ocorreu maior dispersão dos pontos e uma inflexão na tendência da reta, o que indica que, a partir dessa região, ocorre a formação do escoamento superficial, que é fortemente influenciado pela umidade antecedente do solo. A delimitação do final da segunda região e do início da terceira região, no gráfico, não é clara. A formação do patamar indica que, mesmo com o aumento da precipitação pluvial, não ocorre aumento na infiltração da bacia, indicando a proximidade à um valor máximo. Deve-se considerar que, no acima de 100 mm h^{-1} , há apenas um valor medido de intensidade de chuva. Entretanto, o registro de intensidades próximas a 100 mm h^{-1} indica uma tendência à estabilidade. O monitoramento de eventos de maior intensidade é fundamental para a definição clara desse trecho da curva.

Mesmo assim, o modelo de infiltração total aparente (Equação 13) foi estimado para ser utilizado na estimativa da infiltração aparente, a partir de intensidades de precipitação medidas

em intervalos de 30 minutos (I_{30} ; mm h^{-1}). O valor de 67 mm h^{-1} representa a taxa máxima de infiltração estimada a partir dos dados de Q. Esse valor representa, empiricamente, o limite de médio de infiltração na área, onde todas as regiões da encosta formadoras do escoamento superficial encontram-se saturadas.

$$I_{ap} = 67,13 - 1 \times \left[\frac{1 - \exp(-P)}{67,131} \right] \quad (13)$$

A utilização do método para estimativa da infiltração de encostas agrícolas é uma alternativa viável. Segundo Barros et al. (2014), a estimativa da infiltração na escala de bacia hidrográfica com anéis concêntricos, por exemplo, superestimativa os valores em relação ao observado pelo monitoramento hidrológico. Ao contrário dos métodos tradicionais, nessa metodologia são incorporados outros processos que atuam na paisagem a cada evento de chuva-vazão no processo de infiltração. Os métodos utilizados são diferentes daqueles que se observam num perfil do solo e, por isso, podem melhor descrever e quantificar o processo de infiltração em áreas agrícolas para diferentes situações.

Os valores do Número da Curva (CN) foi determinado em ambas as condições, com e sem terraço, podendo ser utilizadas na avaliação quantitativa dos impactos de sistemas sob plantio direto na formação de escoamento, bem como auxiliar no dimensionamento de estruturas conservacionistas.

Ao analisar o comportamento do CN em função da precipitação, nota-se uma clara diferença entre as duas bacias (Figura 25). Na bacia TC, os pontos estão distribuídos próximos à curva que define o valor de CN_0 , o qual define o valor de início do escoamento superficial para uma determinada chuva. Essa curva é definida pela Equação 14.

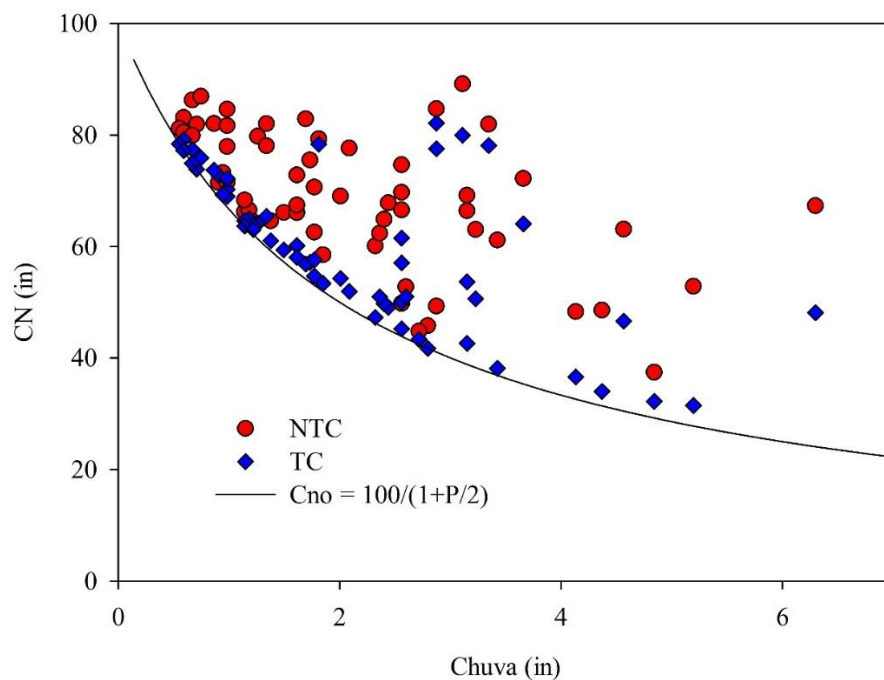
$$CN_0 = \frac{100}{\left(1 + \frac{P}{2}\right)} \quad (14)$$

Onde CN_0 representa o valor do início do escoamento superficial e P é a precipitação total acumulada em polegada.

A distribuição dos pontos na TC distribui-se ao longo da curva indicando que o volume de escoamento gerado é pequeno e próximo do mínimo daqueles encontrados na base experimental que gerou o modelo em questão. Os pontos da TC mais distantes da curva foram

aqueles em que os terraços transbordaram. Por outro lado, os pontos dos eventos na NTC estão distribuídos mais distantes da curva do $CN_0 = f(P)$, evidenciando a ineficiência do sistema em controlar o escoamento superficial (Figura 25).

Figura 25 – Variação dos valores do Número de Curva (CN) em função das precipitações para a condição com e sem terraço

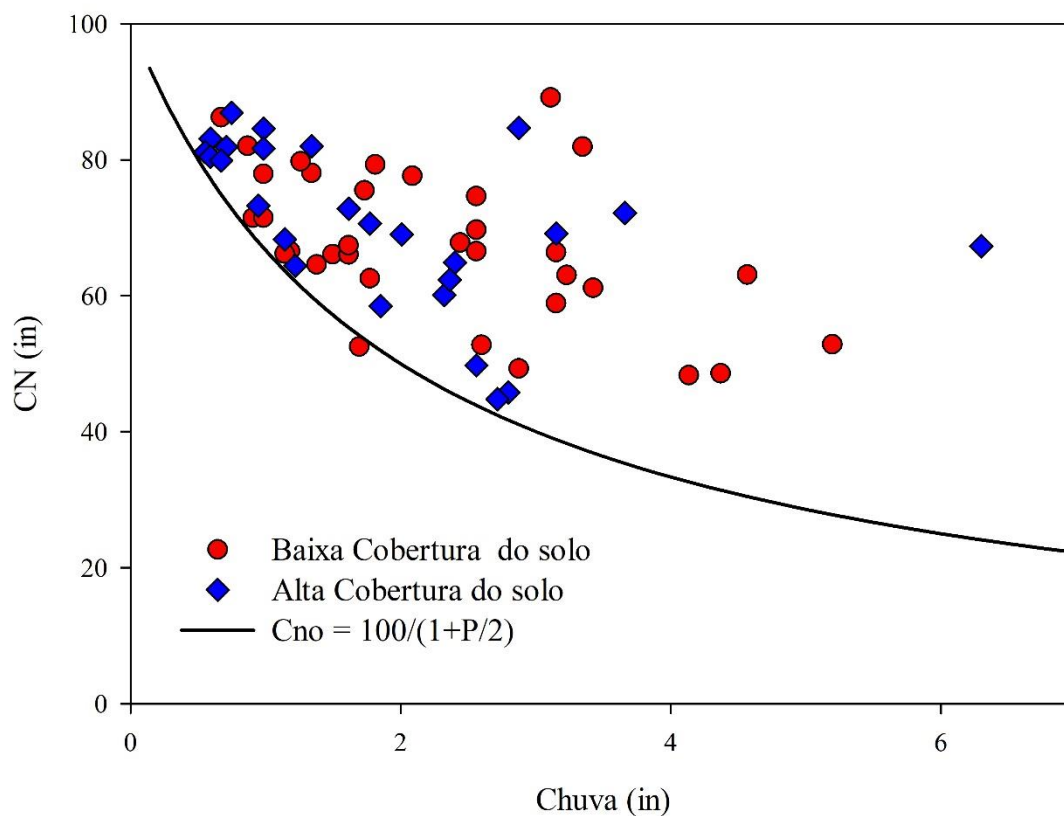


Onde: CN_0 é o número da curva e P e a chuva (mm).

Fonte: Elaborada pela autora.

A variação na quantidade de fitomassa na superfície da NTC não influenciou o comportamento do CN em função da precipitação (Figura 26). Na condição de baixa cobertura do solo, a maioria dos eventos os pontos ficaram afastados da curva, o que representa maior volume de perdas, demonstrando um período com alta probabilidade de ocorrerem os processos erosivos. Porém, deve-se considerar que outros fatores atuam nesse processo, como a umidade antecedente do solo e a intensidade da chuva. Na condição contrária, com maior cobertura do solo, esperava-se a eficiência da cobertura na redução e/ou controle do escoamento superficial, nesse caso, os pontos desse período estariam mais próximo à curva $CN_0 = f(P)$. Contudo, esse comportamento ocorreu para algumas magnitudes de chuva, mas, em alguns casos, a maior cobertura não foi suficiente para controlar as perdas de água, enfatizando a necessidade da adoção associada de práticas de manejo.

Figura 26 – Variação dos valores do Número de Curva (CN) em função das precipitações para baixa e alta cobertura de solo, apenas para a bacia sem terraço.

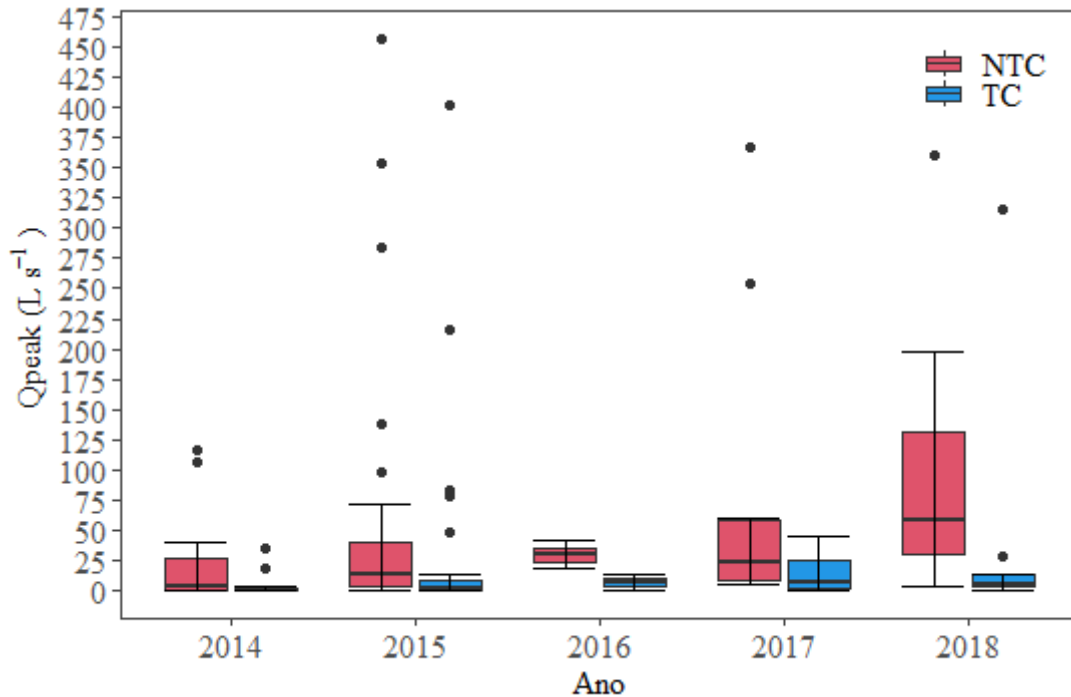


Fonte: Elaborada pela autora.

5.1.2.2 Vazão máxima (Q_{peak})

A análise da Q_{peak} mostra valores superiores de resposta pela NTC em relação à TC para a maioria dos eventos (Figura 27). Para os 63 eventos monitorados, 26% foram de média magnitude e 18% de alta magnitude, que são eventos com maior energia do escoamento superficial para o desencadeamento dos processos erosivos. Na TC, 5% dos eventos são de alta magnitude, 14% de média e o restante de baixa magnitude. Essa menor magnitude da Q_{peak} na TC evidencia o efeito positivo do terraceamento em diminuir a magnitude das perdas e, principalmente, a menor habilidade do escoamento em causar erosão pela menor velocidade.

Figura 27 – Resposta da Vazão máxima (Q_{peak}) anual na bacia sem e com terraço



Fonte: Elaborada pela autora.

O exemplo do grande evento ocorrido em 2014, quando não ocorreu o transbordamento dos terraços, foi de 117 L s^{-1} na NTC e de 34 L s^{-1} na TC. A amplitude da Q_{peak} entre os dois casos evidencia o alto potencial erosivo do escoamento em condição de PD quando o manejo da água não é realizado. Áreas sob o PD que adotam o binômio soja/trigo ou aveia produzem uma pequena camada de fitomassa que não é capaz de controlar a velocidade do escoamento. Além disso, o não revolvimento durante o preparo diminui a rugosidade do solo, ocasionando o aumento nas perdas de água (CASTRO; COGO; DA SILVA VOK, 2006), e, a semeadura, quando realizada na direção do declive, favorece a formação de canais preferenciais que aumentam a velocidade do escoamento da água. Mesmo quando o PD é associado à maior adição de fitomassa, não é possível controlar efetivamente a Q_{peak} (DEUSCHLE et al., 2019), demonstrando a ação do relevo sobre a propagação do escoamento superficial.

A Q_{peak} também expressa o efeito da rugosidade da encosta que controla a formação e a velocidade do escoamento superficial. A magnitude da Q_{peak} é definida pela quantidade do escoamento superficial, mas também pela velocidade que é controlada principalmente pelo relevo. A velocidade do escoamento superficial no talvegue foi na ordem de 1 m s^{-1} , tanto em

condição de alta como de baixa cobertura do solo (Figura 28). As características do relevo, mesmo numa área manejada com PD com rotação de culturas e intensificação de plantas de cobertura, apresentam locais que, pela formação do escoamento superficial, podem ocasionar erosão do solo. As práticas de manejo precisam levar em consideração as condições de relevo da paisagem, pois elas contribuem no comportamento hidrológico das encostas (MOORE; BURCH; MACKENZIE, 1988)

Figura 28 – Formação do escoamento superficial na bacia sem terraço



(a)

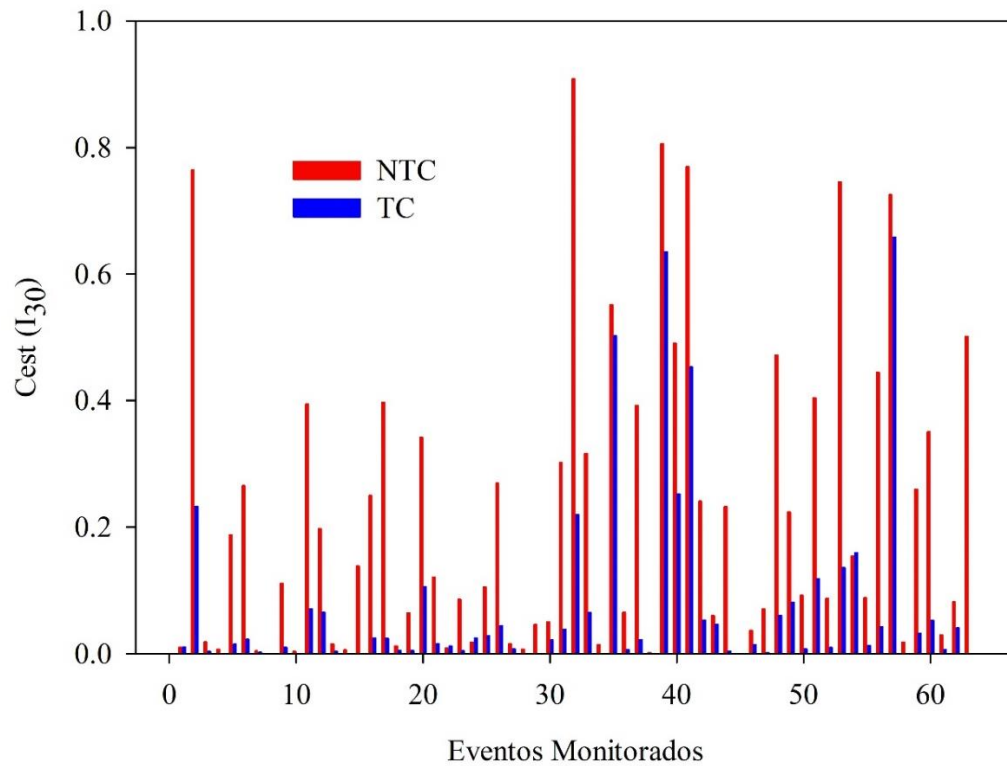
(b)

Fonte: Grupo GIPEHS.

A determinação do coeficiente C do método Racional utilizado na estimativa da vazão máxima mostrou uma grande diferença entre as duas. A amplitude de variação foi de 0,02 a 0,91 na NTC e de 0,00 a 0,66 na TC, o que representa alta variabilidade inter-evento deste coeficiente (Figura 29). Para esse cálculo utilizou-se a intensidade máxima de 30 minutos do evento.

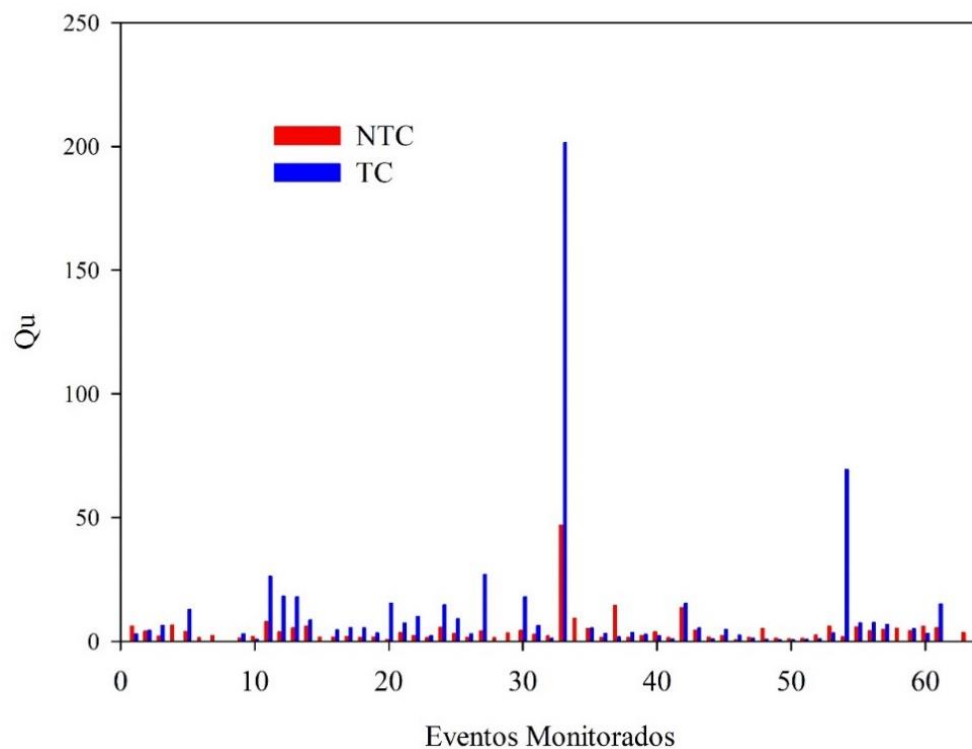
Os valores de pico de descarga unitário (Q_u) foram estimados para as duas bacias representam vazão máxima unitária por unidade de área (Figura 30). Os valores de Q_u foram maiores na TC em relação à NTC. Na NTC, os valores de Q_u estimados variaram de 0,49 a 46,82 $m^3 s^{-1}/cm km^2$, no entanto valores mais altos foram estimados para TC, variando de 0,47 a 201 $m^3 s^{-1}/cm km^2$. Nas duas bacias, o evento do dia 15/10/2017 apresentou os maiores valores de Q_u . Deve-se considerar que o volume acumulado de chuva foi de 47 mm em condição de alta cobertura do solo, mas, mesmo assim, foi estimada uma Q_u elevada em relação aos outros eventos monitorados.

Figura 29 – Parâmetro de escoamento superficial estimado (Cest) para I₃₀ na bacia sem e com terraço



Fonte: Elaborada pela autora.

Figura 30 – Pico de descarga unitário (Qu) estimado para NTC e TC

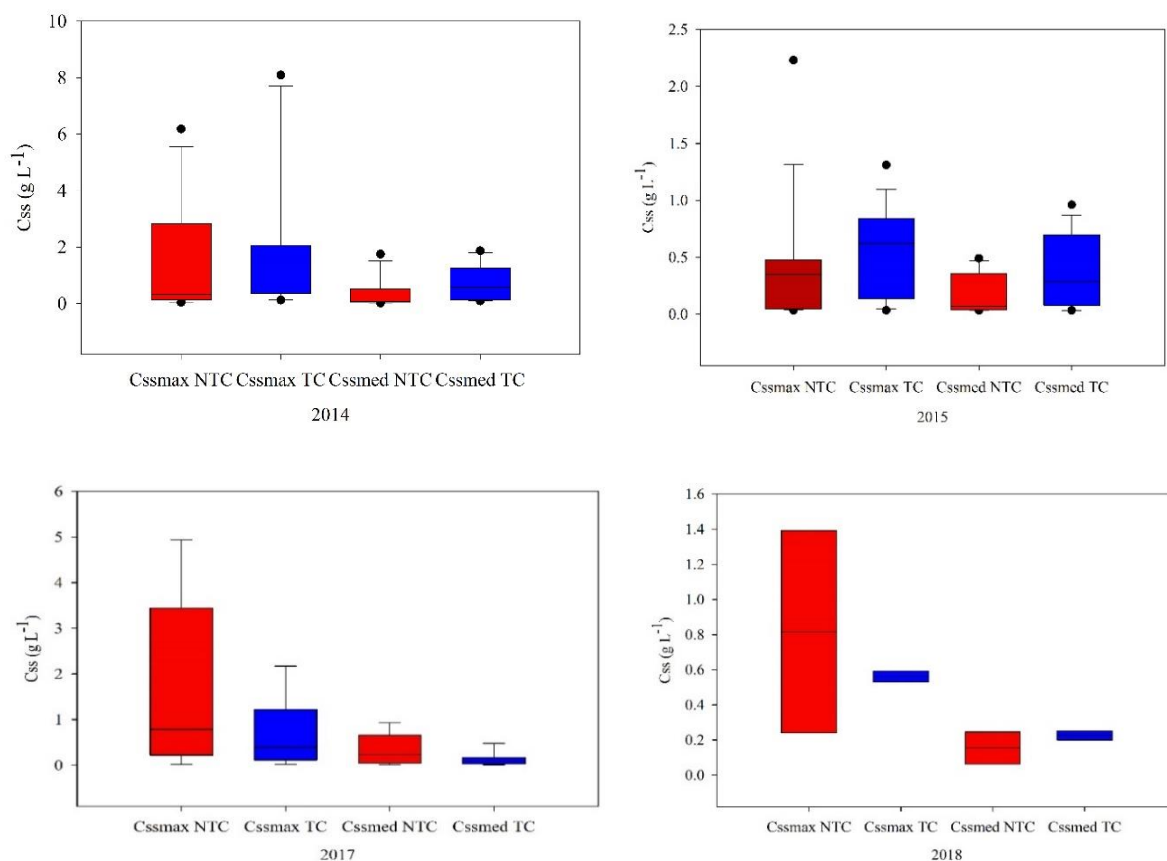


Fonte: Elaborada pela autora.

5.1.3 Produção de sedimento

A concentração de sedimentos em suspensão (CSS) teve ampla variação nas duas bacias de ordem zero (Figura 31). As CSS máxima e média monitoradas na TC foram maiores do que na NTC, em 2014, devido à influência da construção dos terraços. Em 2014, um único evento ocorrido logo após a construção dos terraços gerou 90% da produção de sedimento (PS) na TC. Por isso, a construção dos terraços deve ser realizada antes da implantação das culturas de inverno, e a área mobilizada deve ser imediatamente semeada para amenizar as perdas de solo. O efeito da mobilização do solo é notado nos dados de CSS no período de 2014 e 2015 em relação à NTC. Entretanto, a produção de sedimento (PS) dos eventos monitorados foi maior na NTC em relação à TC em todos os anos (Figura 32) basicamente em função das vazões ocorridas. Em 2014, a PS foi, aproximadamente, 50% menor na TC em relação à NTC, mesmo após a construção dos terraços, quando os maiores valores de CSS foram observados. Esse menor valor de PS na TC é decorrente do menor volume de água perdido.

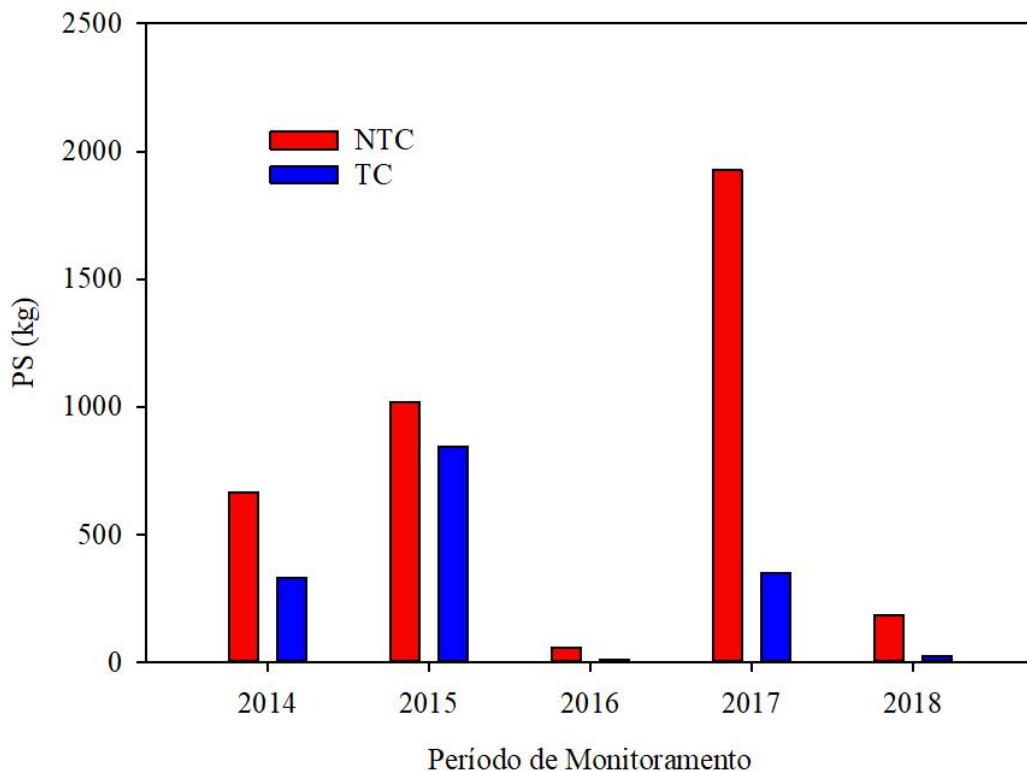
Figura 31 – Variações na concentração máxima e média de sedimento em suspensão medidos nas bacias de ordem zero



Fonte: Elaborada pela autora.

A PS foi 17% menor na TC em relação à NTC no ano de 2015 representando um total perdido de 845 kg e 1015 kg respectivamente. A redução na diferença de PS entre as duas bacias, em comparação ao observado em 2014, é consequência da ocorrência de eventos extremos de chuva, que promoveram o transbordamento dos terraços. Em 2016, período em que ocorreram poucos eventos que geraram escoamento superficial, a PS específica quantificada foi de 57 kg na NTC e 10 kg na TC, o que representa uma perda por hectare de 0,023 t ha⁻¹ na NTC e de 0,004 t ha⁻¹ na TC. Além do regime pluvial menos favorável à formação de escoamento e à PS, as bacias encontravam-se com boa cobertura do solo e os terraços estavam estabilizados. Em 2017, a ocorrência de eventos de chuva de alta magnitude resultou em PS de 0,79 t ha⁻¹ na NTC e de 0,15 t ha⁻¹ na TC, o que representa 81% de diferença na PS correspondendo a um total perdido de 1925 kg e 348 kg respectivamente. Em 2018, a PS foi de 182 kg na NTC e de 22 kg na TC representando respectivamente 0,075 t ha⁻¹ e 0,008 t ha⁻¹ na para os dois eventos monitorados. Importante enfatizar que a PS em cada ano (Figura 32) representa o somatório das perdas nos eventos monitorados, mas não a PS anual, pois, aproximadamente, 20% dos eventos ocorridos não foram monitorados.

Figura 32 – Produção de sedimento (PS) nas bacias NTC e TC no período de monitoramento



Apesar da magnitude das perdas de solo no PD ser significativamente menor do que aquelas resultantes do SC, a quantidade de material perdido no PD reflete, ainda, a necessidade do controle da erosão. A camada superficial de solo que é perdida nesses eventos é rica em nutrientes e matéria orgânica e, quando perdida, também promove a perda de fertilidade superficial do solo, o que gera prejuízos econômicos aos agricultores e condiciona à contaminação dos recursos hídricos pela eutrofização da água (BERTOL et al., 2011). Por isso, para evitar a erosão hídrica em áreas agrícolas com PD, é necessário conter a perda de água que tem energia para desagregar e transportar sedimentos nas encostas com relevo pronunciado. Conforme demonstrado por Merten et al., (2015a), o PD promove uma redução significativa nas perdas de solo em comparação ao sistema convencional, entretanto o plantio direto sem terraceamento é ainda mais eficiente e em muitos casos necessário.

Os eventos monitorados compreendem diferentes condições de cobertura do solo, de umidade antecedente, mas principalmente de intensidade e volume de chuva. Esse último fator implica numa alta variabilidade nas perdas de solo. Alguns poucos eventos de elevada magnitude são os responsáveis pela grande parte das perdas de determinado período. Em 2014, por exemplo, o evento ocorrido em 23/07/2014 representou 94% da PS na NTC e 89% na TC. Em 2015, três eventos (24/06/2015, 20/07/2015, 23/12/2015) foram responsáveis por 70% da PS na NTC, e dois eventos (23/12/2015 e 24/12/2015) foram responsáveis por 82% na TC. Os eventos de dezembro de 2015, ocorreram após a semeadura da soja, em uma condição de baixa cobertura do solo. O mesmo comportamento foi observado em 2017, em que três eventos (26/05/2017, 07/06/2017, 11/10/2017) de chuva-vazão-sedimento representaram 94% das perdas de solo na NTC, ocorridos em condição de baixa cobertura do solo.

A coincidência entre eventos extremos e condições de baixa cobertura do solo desencadeiam perdas de solo enormes. Dessa forma, fica evidente a necessidade de manter o solo constantemente coberto, especialmente nos intervalos de colheita e plantio, seja na primavera ou no outono. Segundo estudo realizado por Deuschle et al. (2019), a PS é reduzida em sistemas que adotam a rotação de cultura com alta adição de fitomassa. Em condição oposta, em que o PD é conduzido de maneira simplificada e sem rotação de cultura, apresenta um alto potencial aos processos erosivos (LONDERO et al., 2017). O depauperamento do sistema PD tem sido a principal causa para o retorno da erosão hídrica potencializado pelas alterações climáticas. Mesmo que as perdas de solo sejam menores em condição de boa cobertura do solo, água e fertilizantes são perdidos por dissolução (VAN ESBROECK et al., 2017) e moléculas de agroquímicos (DORES et al., 2008) contaminam os recursos naturais. Por isso,

a adoção de mecanismos para reduzir e controlar o escoamento superficial em áreas agrícolas é fundamental.

O escoamento superficial comanda uma série de processos de degradação (erosão, perda de nutrientes, contaminação da água e assoreamento) e causa impactos econômicos, sociais e ambientais para os produtores e para a sociedade (PIMENTEL, 2006; PIMENTEL et al., 1995). A adoção de práticas conservacionistas (planta, água e solo) tem efeitos positivos sobre a produção agrícola, uma vez que o aumento do rendimento das culturas é influenciado pelo aumento da disponibilidade de água e nutrientes (BASCHE, 2017). O terraceamento, por exemplo, favorece a distribuição da água de forma homogênea na paisagem e, por consequência, aumenta a sua disponibilidade e reduz as perdas de solo e nutrientes. Além disso, limita o transporte de sedimento e contaminantes para os recursos hídricos, reduzindo a capacidade de contaminação das bacias hidrográficas (TIECHER et al., 2017a; EXTERKOETTER et al., 2019).

Apesar de o plantio direto ser mais eficiente em controlar a erosão hídrica em comparação ao sistema convencional (KUROTHE et al., 2014), o atual sistema adotado pelos produtores é ineficiente no controle das perdas de água, como foi observado na NTC. Representando um desperdício de água e de insumos no processo de produção, bem como favorecendo a erosão, enchentes, assoreamento de rios e reservatórios, bem como a contaminação das águas.

A metodologia utilizada para o cálculo de espaçamento de terraços deve ser revista para as variações existentes no PD. O dimensionamento dessa prática mecânica deve ser baseada num conjunto de informações derivadas do monitoramento do escoamento em escala de encosta. A compreensão da dinâmica hidrológica das encostas agrícolas permitirá descrever a formação do escoamento superficial por intermédio de parâmetros que representam as diferentes condições agrícolas existentes no momento. Por isso, o investimento em redes de monitoramento na escala de encostas e de bacias é fundamental. A determinação de um novo espaçamento de terraços deve ser planejada considerando a dinâmica hidrológica da encosta e controlada pelas variantes do plantio direto. Unidades de monitoramento como a TC e NTC deve ser replicada nas diferentes regiões do país para dar o suporte na definição dos espaçamentos considerando as particularidades regionais.

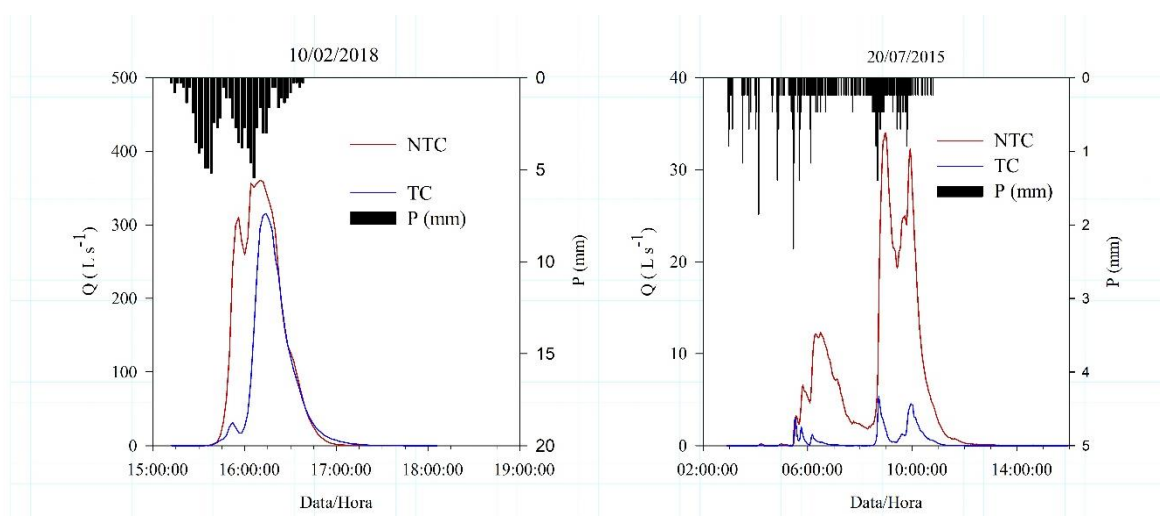
5.1.4 Dinâmica da vazão e da concentração de sedimentos em suspensão

A análise temporal do comportamento da vazão e da concentração de sedimento em suspensão de cada evento de chuva possibilita investigar os mecanismos de propagação da massa de água e de sedimento na bacia vertente. Nesse caso, como o estudo é realizado com base na hidrologia comparativa de bacias pareadas, as diferenças na forma e na magnitude dos hidrogramas e sedimentogramas foram impostas essencialmente pela diferença no manejo que altera a superfície de fricção ao escoamento e sedimento erodido. Nos 63 eventos de chuva-vazão monitorados de 2014 a 2018 o comportamento entre Q e CSS são fortemente controlados pela chuva (P) e pelo manejo das plantas e da água.

A primeira evidência importante é a rápida resposta da Q em relação à P em chuvas de maior intensidade (Figura 33), o que indica uma forte limitação à capacidade de infiltração de água e fácil processo de propagação pela superfície com pouca rugosidade do PD. Os eventos ocorridos em 10/02/2018 e 20/07/2015 são exemplos desse processo (Figura 33). Os gráficos mostram, também, a capacidade dos terraços em armazenar parte do escoamento superficial ao longo do evento, o que representa menor vazão máxima.

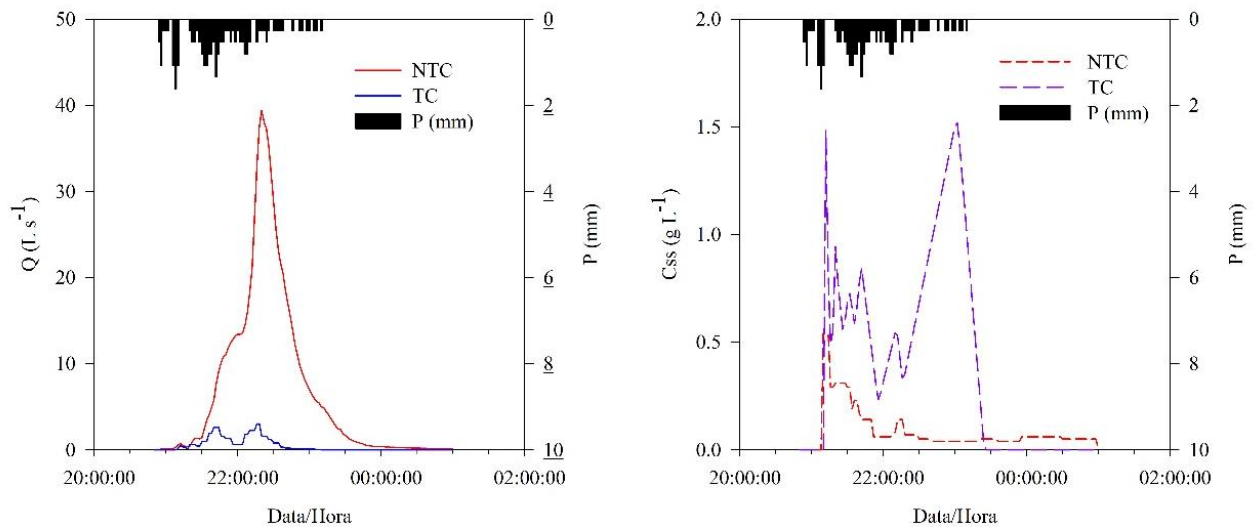
Como as bacias de ordem zero são pequenas, as respostas são rápidas e a forma dos hidrogramas reflete naturalmente os hietogramas, seja aqueles com um único pico, comum em chuvas convectivas (verão) e de curta duração, seja com múltiplos picos, característicos de chuvas frontais. O manejo da água imposto pelo terraço na TC afetou a resposta da Q em relação à P, e como a Q pode condicionar a desagregação pelo escoamento, gerando um comportamento específico da CSS.

Figura 33 – Assimetria dos hidrogramas na NTC e TC



O conjunto dessas informações (P, Q e CSS) discretizadas no tempo é fundamental para a simulação dos processos hidrológicos e erosivos e para a análise dos fatores controladores desses processos. A variabilidade intra-evento da dinâmica hidrológica e erosiva foi influenciada pelo manejo de solo e de água, pelo estágio das culturas, pela intensidade da chuva e pela umidade antecedente nas bacias de ordem zero (Figura 34).

Figura 34 – Hietograma, hidrogramas e sedimentogramas monitorados nas bacias NTC e TC em 14/09/2014



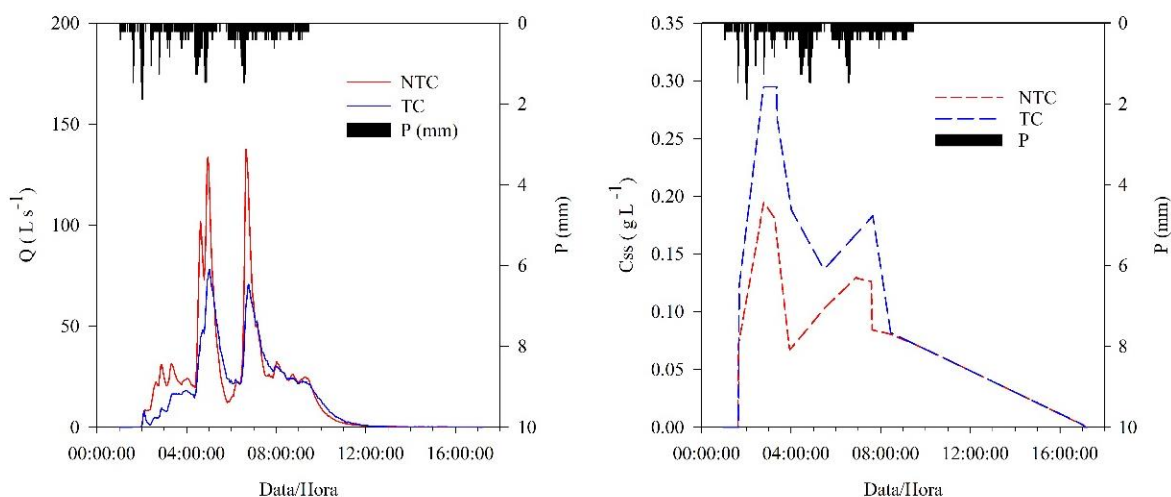
Fonte: Elaborada pela autora.

Um evento complexo de precipitação de longa duração e de alto volume, ocorrido em 24/12/2015, gerou um hidrograma com múltiplos picos de vazão (Figura 35). Nesse evento, os terraços foram insuficientes para o controle do escoamento superficial e ocorreu o transbordamento. Apesar disso, as vazões máximas foram menores na TC em relação à NTC, sendo que, em nenhum momento ocorreu o rompimento dos terraços, situação que poderia causar uma enorme degradação na bacia.

O formato dos hidrogramas é, também, dependente das características do relevo. A forma das encostas (no perfil e no plano) é uma característica que assume um papel fundamental no deslocamento do escoamento superficial e seus efeitos nos processos de degradação do solo. Na escala de bacias de ordem zero, a curvatura no plano e no perfil exerce grande influência na geração e na propagação dos escoamentos. A TC e NTC possuem curvatura convergente no plano, entretanto a NTC não possui os terraços como forma de

impedimento, o que favorece a propagação do escoamento superficial que se acumula no talvegue.

Figura 35 – Hietograma, hidrogramas e sedimentogramas com múltiplos picos na NTC e TC para o evento ocorrido em 24/12/2015.



Fonte: Elaborada pela autora.

A geometria da encosta e a intensidade efetiva da chuva são as responsáveis pela assimetria dos hidrogramas, dessa forma, quando a celeridade da onda cinemática aumenta rapidamente em resposta à descarga líquida, obtêm-se hidrogramas mais positivos (COLLISCHONN et al., 2017). A velocidade do escoamento está relacionada à rugosidade da superfície do solo (CASTRO; COGO; VOLK, 2006) que atua na fricção ao escoamento superficial e na infiltração de água, interferindo na forma dos hidrogramas. As superfícies do solo consolidadas, como no plantio direto, apresentam uma pequena rugosidade (<1 cm) e desfavorecem a infiltração e a detenção do escoamento e, em decorrência disso, favorecem a propagação do escoamento superficial (PORTELA et al., 2011). Essa situação também é observada nas encostas agrícolas quando em condição de pousio, após semeadura das culturas e período inicial do desenvolvimento vegetativo, situações que proporcionam as maiores perdas de escoamento e os maiores processos erosivos (DEUSCHLE et al., 2019).

O revolvimento do solo proporciona um aumento da rugosidade, mas não é uma prática agrícola conservacionista, pois conduz a outros mecanismos de degradação. No entanto, o aumento na fricção ao escoamento superficial deve ser realizado por intermédio de práticas que não comprometam a eficiência das operações agrícolas nas lavouras, mas que

proporcionem o controle dos fluxos de água durante os eventos de grande magnitude, como por exemplo, o plantio em nível e os terraços. Nos eventos ocorridos em 14/09/2014 (Figura 34) e em 24/12/2015 (Figura 34), que representam condições diferentes de cobertura do solo tem-se claramente expresso esse efeito positivos. No evento do dia 14/09/2014, o solo estava completamente coberto com aveia preta, mas, mesmo assim, o hidrograma da NTC teve alta magnitude e formato íngreme. O evento do dia 24/12/2015 ocorreu após a semeadura da cultura da soja, em que a utilização da semeadeira formou sulcos que aumentam a rugosidade da superfície do solo (Figura 36), entretanto essas micro depressões conseguiram conter uma parte do volume de água, e o restante foi perdido pelo escoamento superficial. Para eventos de pequena e média magnitude, os efeitos do plantio em nível na detenção do escoamento superficial são importantes.

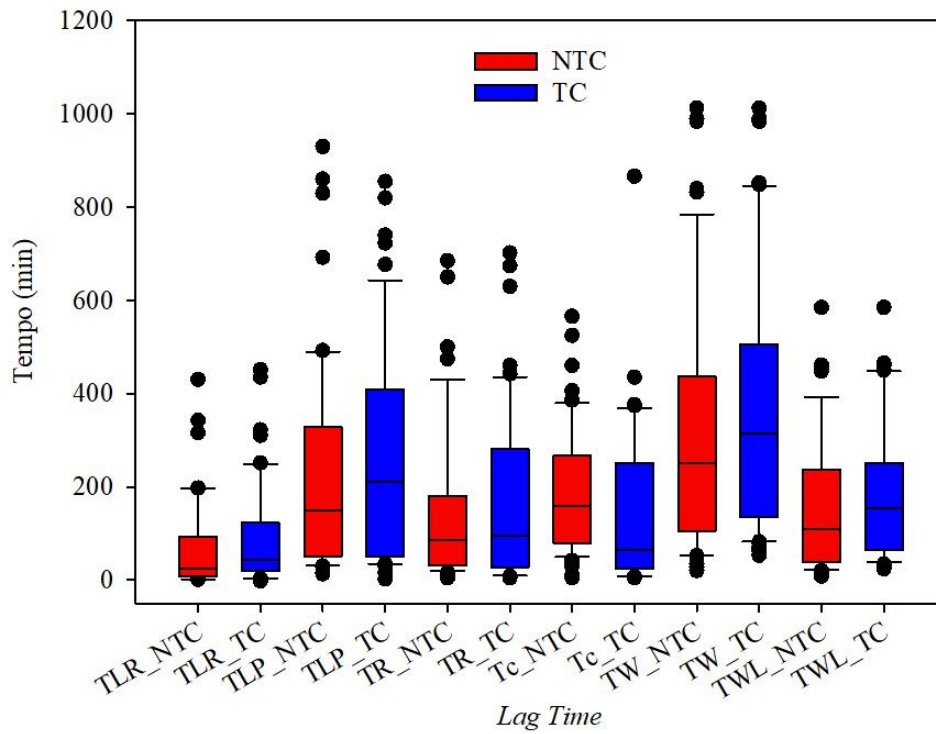
Figura 36 – Rugosidade após a semeadura da cultura da soja em evento ocorrido no dia 24/12/2015



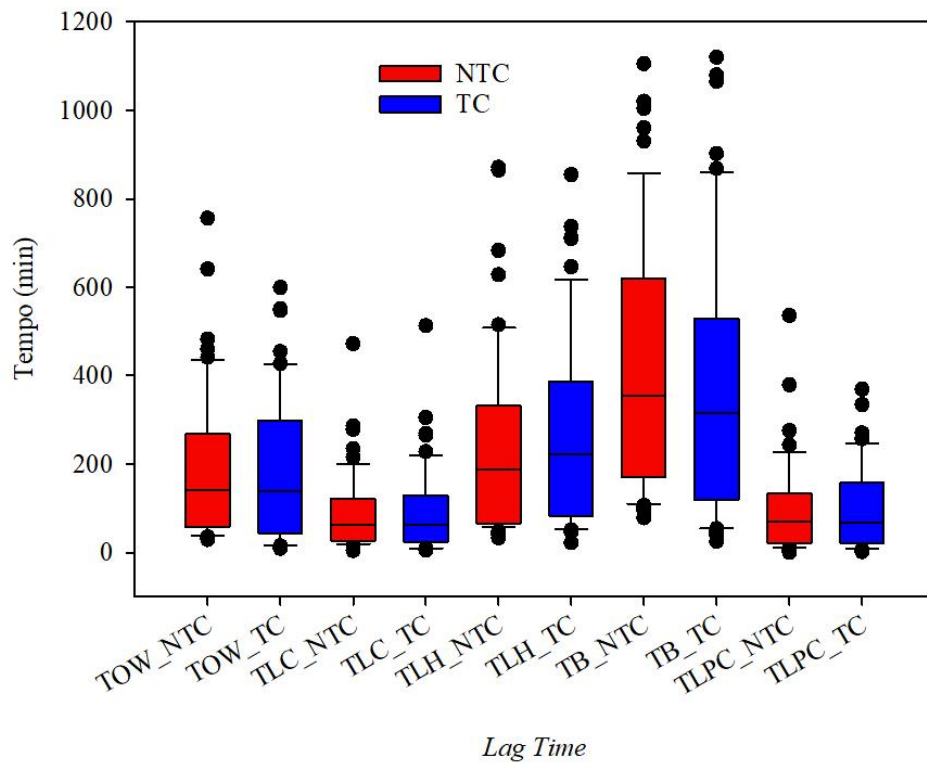
Fonte: Grupo GIPEHS.

O efeito de fricção gerado pela superfície das lavouras gera um retardo (*Lag Time*) entre variáveis características do hietograma e do hidrograma, por exemplo, os centroides do hietograma e do hidrograma (*Lag Time Centroide – TLC*) e o tempo entre o centroide da precipitação e a Q_{peak} (*Lag Time Peak Centroide – TLPC*). As 12 variáveis de retardo que foram analisadas para cada evento de chuva-vazão monitorado são representadas na Figura 37 (a e b).

Figura 37 – Comportamento das variáveis de *Lag Time* para o conjunto de eventos monitorados na NTC e TC.



(a)



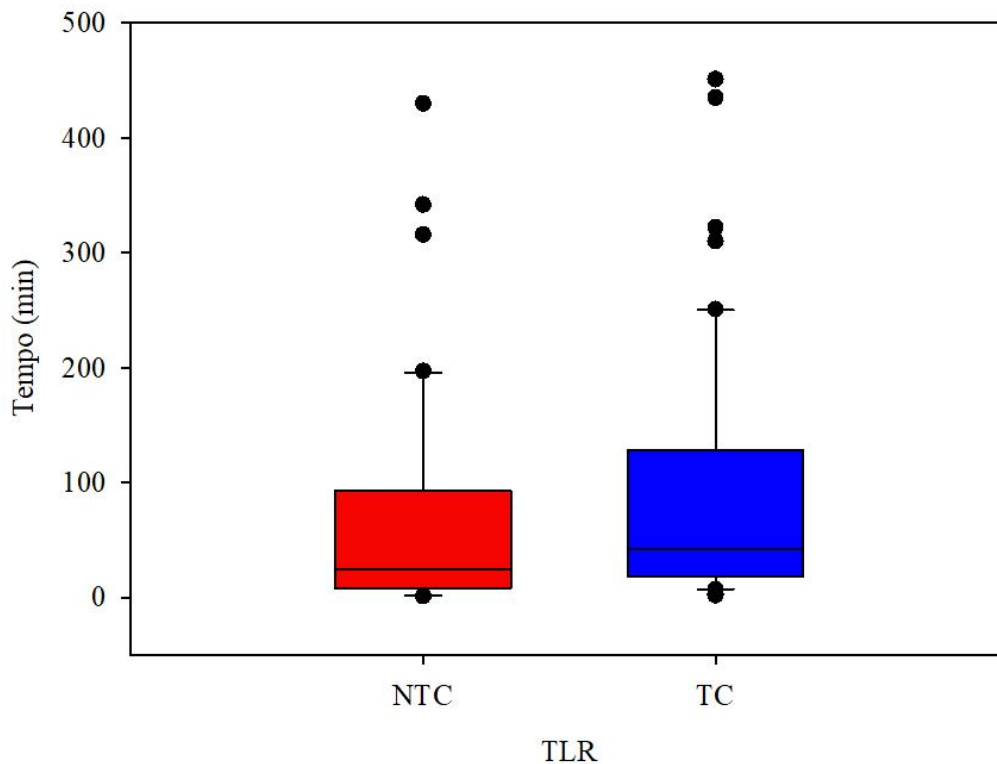
(b)

Onde: TLR: Tempo entre início da chuva até início da vazão; TLP: Tempo entre início da chuva até vazão de pico; TR: Tempo entre início do escoamento até vazão de pico; TC: Tempo entre fim da chuva até fim da vazão; TW: Duração da chuva; TWL: Tempo do início da chuva ao centro de massa do hietograma; TOW: Tempo do início do escoamento superficial ao centro de massa do hidrograma; TLC: Tempo entre os centros de massa; TLH: Tempo do início da chuva ao centro de massa do hidrograma; TB: Tempo do escoamento; TLPC: Tempo entre o centro de massa da chuva e vazão de pico.

Fonte: Elaborada pela autora.

Algumas das variáveis de retardo demonstram o efeito dos terraços na propagação do escoamento superficial de forma mais clara e explícita. Elas contribuem para a quantificação dos efeitos da rugosidade controlada (terraço) na dinâmica hidrológica, e seus efeitos nos processos de interesse. A variável TLR, que representa o tempo entre o início da P e o início da Q, foi menor na NTC em relação à TC, demonstrando que o terraceamento retarda as perdas. Na NTC, em 28% dos eventos monitorados, esse tempo é menor que 10 minutos, considerando uma resposta quase instantânea entre a chuva e a vazão, diferentemente do comportamento na TC, que foi para apenas 10% dos eventos (Figura 38).

Figura 38 – Tempo entre início da chuva até início da Q (TLR) na NTC e TC

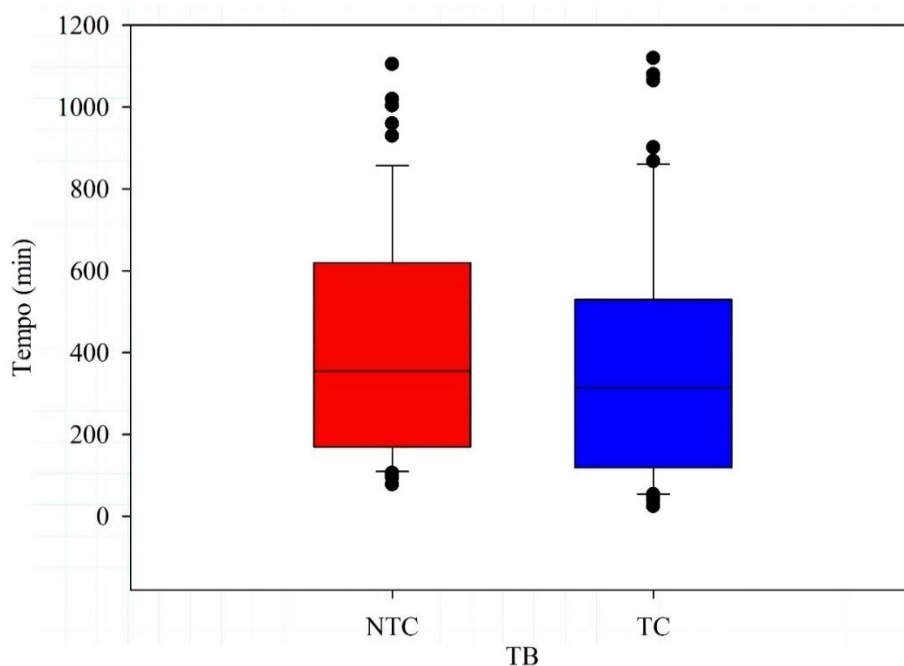


Fonte: Elaborada pela autora.

Em 26% dos eventos, o TLR ocorreu em um intervalo de 11 e 30 minutos na NTC e de 25% na TC. No intervalo entre 30 e 60 minutos, ocorreram 16% dos eventos na NTC e 23% na TC. O restante dos eventos apresentou um intervalo de tempo > 60 minutos, o que demonstra a resposta da Q mais lenta em relação à P. A redução da massa e da velocidade do escoamento superficial é fundamental para a redução da sua energia cinética ($EC = \frac{1}{2}.m.v^2$) e dos processos de dissipação de energia que comandam a degradação dos solos, como a erosão e a produção de sedimentos. Esse é um desafio para os sistemas agrícolas atuais, que precisam adotar manejos que consigam conter a propagação do escoamento superficial e reduzir a sua energia cinética (DEUSCHLE et al., 2019; LONDERO et al., 2017). A adoção dos terraços demonstrou-se eficiente nesse controle.

O tempo de duração dos eventos de Q foi semelhante ao tempo de duração da chuva (TB) na NTC. Esse comportamento tem implicação importante para a modelagem matemática, pois muitos métodos partem do pressuposto de que, na construção do hidrograma de projeto (triangular), a duração do evento é igual à duração da chuva efetiva. A NTC teve tempo de duração dos eventos de Q maior em relação aos da TC, pois os fluxos são interceptados pelos terraços na TC (Figura 39).

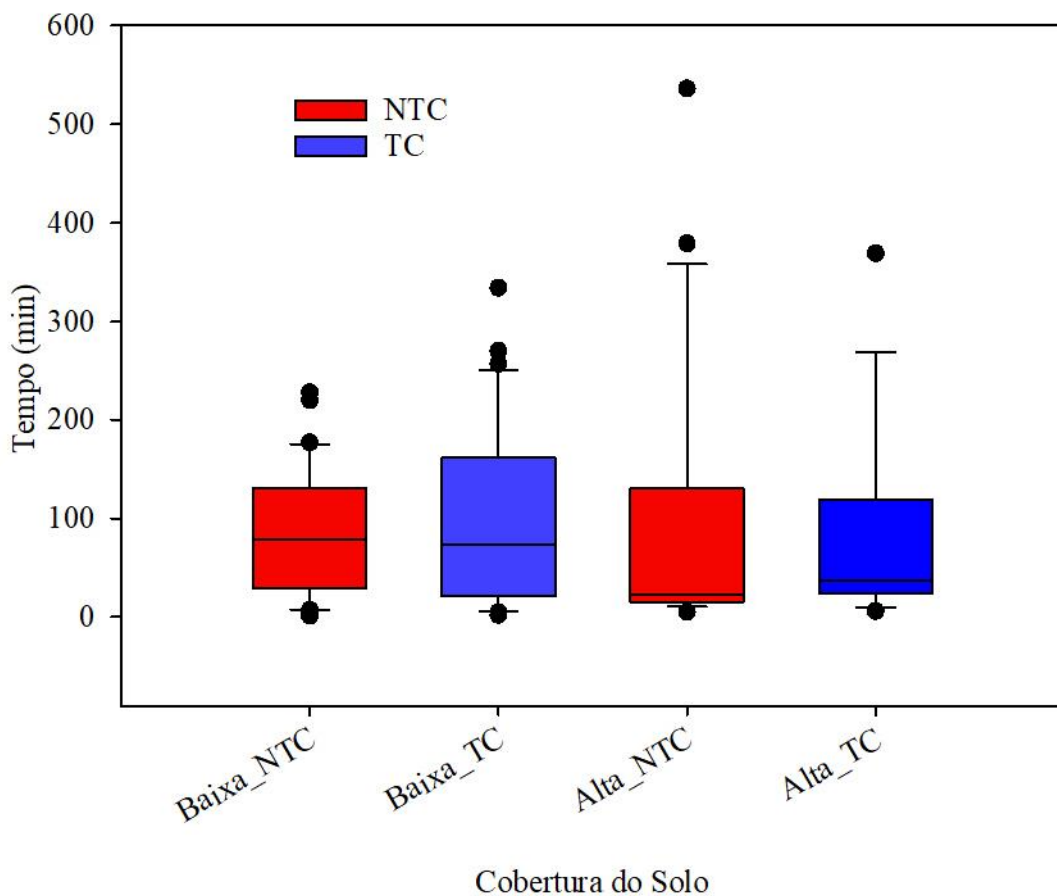
Figura 39 – Tempo de duração do escoamento superficial (TB) na NTC e TC



Nessa análise, a TC comporta-se de duas maneiras distintas, dependendo da ocorrência ou não do transbordamento. Quando não ocorre transbordamento, a área de contribuição é apenas a região entre o último terraço e a seção de monitoramento, que é pequena, e o escoamento cessa rapidamente antes mesmo do fim da chuva. Quando ocorreu o transbordamento dos terraços, aumentou-se a contribuição do escoamento superficial. Nessa situação, aumenta o tempo de TB, que se aproxima da condição observada na NTC, por isso a maior amplitude nos valores extremos.

Os efeitos da presença de terraço sobre o tempo entre o centro de massa (centroide) do hietograma e o pico do hidrograma (TLPC) podem ser discriminados, também, considerando as diferentes condições de cobertura do solo (baixa e alta) no momento do evento de chuva-vazão (Figura 40).

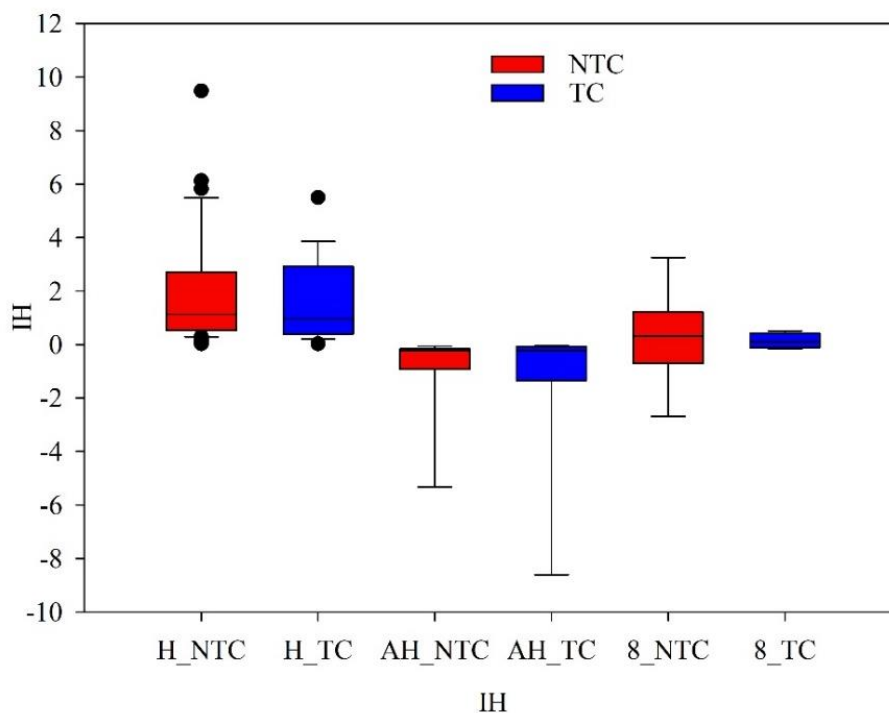
Figura 40 – Tempo entre o centro de massa da chuva e Q_{peak} para as duas condições de cobertura do solo



Os valores médios de TLPC é de 98 na NTC e 86 minutos na TC, em condição de alta cobertura do solo e na condição de baixa cobertura, correspondem a 82 e 96 minutos, respectivamente. Isso representa que os valores de TLPC foram menores no sistema de manejo com melhor cobertura do solo, mas não ocorreu diferença entre os valores médios em ambas as bacias. Entretanto, ao considerar os eventos de maior magnitude, o comportamento é o contrário. Isso indica que a maior cobertura do solo, de maneira geral, aumenta a fricção ao escoamento superficial, mesmo assim, o efeito é relativo e pequeno. Nota-se nos resultados, que a influência da cobertura é insuficiente para um controle efetivo na redução da velocidade de escoamento superficial. O efeito do relevo e da presença dos terraços é, naturalmente, preponderante. De qualquer forma, é importante voltar a enfatizar a importância e necessidade da cobertura do solo para uma infinidade de outros benefícios, mas na análise da propagação em grandes eventos a sua importância é relativamente pequena em comparação aos terraços.

A análise do comportamento entre a Q e a CSS por meio da histerese indicou que, respectivamente, na NTC e na TC tivemos 71% e 56% dos eventos com sentido horário (H), 16% e 31% sentido anti-horário (AH) e 14% e 13% sentido no formato de oito (Figura 41).

Figura 41 – Índices de histerese calculados para cada evento na NTC e TC.

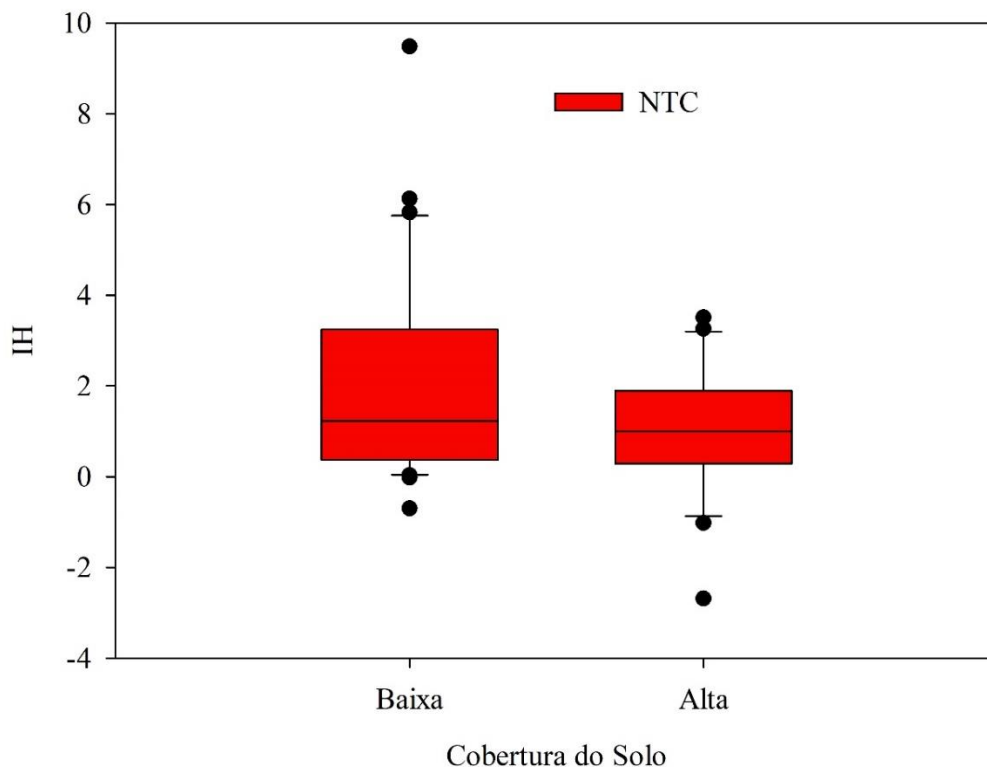


O padrão H tem pico da CSS antecipado em relação à vazão, o que indica a maior mobilização de sedimentos no início do evento e sua posterior redução no suprimento de material a ser transportado.

O IH teve grande amplitude em ambas as bacias, variando de -5,43 a 9,48 na NTC e de -8,60 a 5,49 na TC. Os valores de IH obtidos neste estudo são mais amplos na faixa do laço AH (valores negativos) e menos amplos para a faixa do laço tipo H (positivos), em comparação aos valores de -0,12 a 12,63, encontrados por Minella, Merten e Magnago (2011) para uma pequena bacia rural (119 ha).

O valor médio de IH para a condição de baixa cobertura do solo foi de 1,44 e de alta de 1,09 (Figura 42). O maior valor médio do IH na condição de baixa cobertura do solo é esperado, por representar uma condição em que o solo se encontra pouco protegido e propenso para ser desagregado e transportado pelo escoamento superficial e aumentar a CSS e promover as maiores PS.

Figura 42 – Índice de histerese considerando diferentes condições de cobertura do solo na NTC



Fonte: Elaborada pela autora.

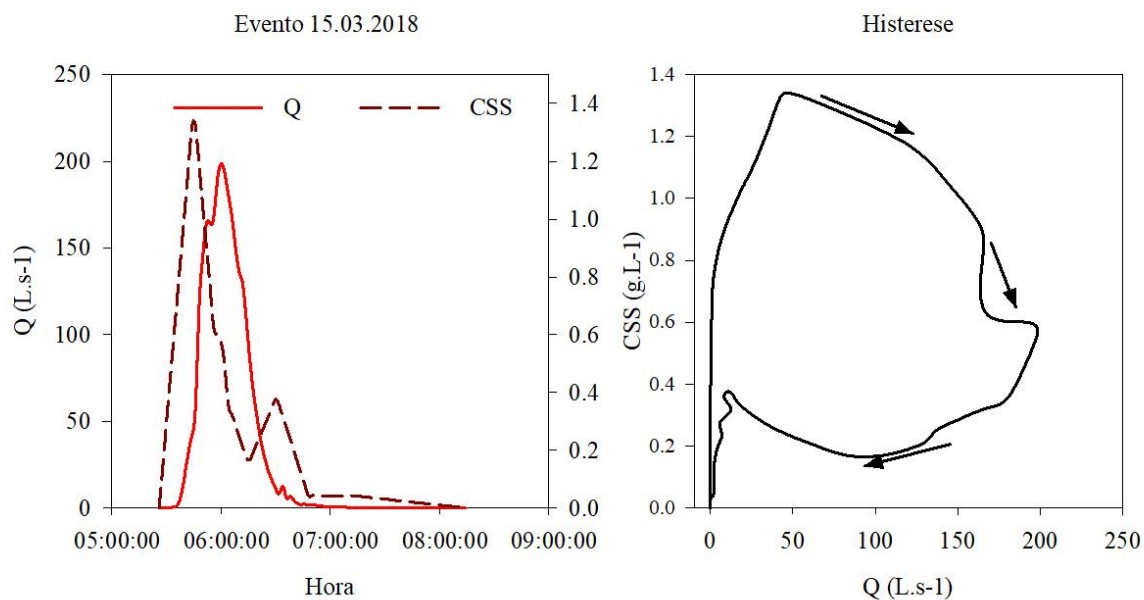
Os laços de histerese indicam a disponibilidade e o transporte de sedimento durante o evento (WILLIAMS, 1989; (LAWLER et al., 2006) e caracterizam a bacia em estudo. O comportamento da histerese tem sido utilizado para descrever os processos erosivos na escala de bacias hidrográficas (EDER et al., 2010; STEEGEN et al., 2000), o que permite a compreensão do comportamento das fontes de sedimento e dos fatores controladores (BOWES et al., 2005; DUVERT et al., 2010).

As perdas de solo e o comportamento hidrossedimentológico das encostas são altamente relacionados com a cobertura do solo no momento do evento de chuva-vazão, por isso, os três tipos de histerese são exemplificados para eventos ocorridos em condições distintas de cobertura do solo e magnitude de chuva. O evento do dia 15/03/2018 (Figura 43a) ocorreu após a colheita do milho, período em que a superfície do solo estava com alto aporte de restos culturais. O milho foi introduzido para melhorar a adição de fitomassa ao sistema, porém ocorreu uma chuva com volume acumulado de 82 mm, em um curto tempo. Esse evento gerou o laço de histerese em sentido horário (pico da CSS antecedendo o da Q) e uma alta produção de sedimento (1820 kg). Dessa forma, a palhada deixada pela cultura do milho não foi suficiente para controlar o escoamento superficial, havendo energia para desagregar e transportar sedimentos.

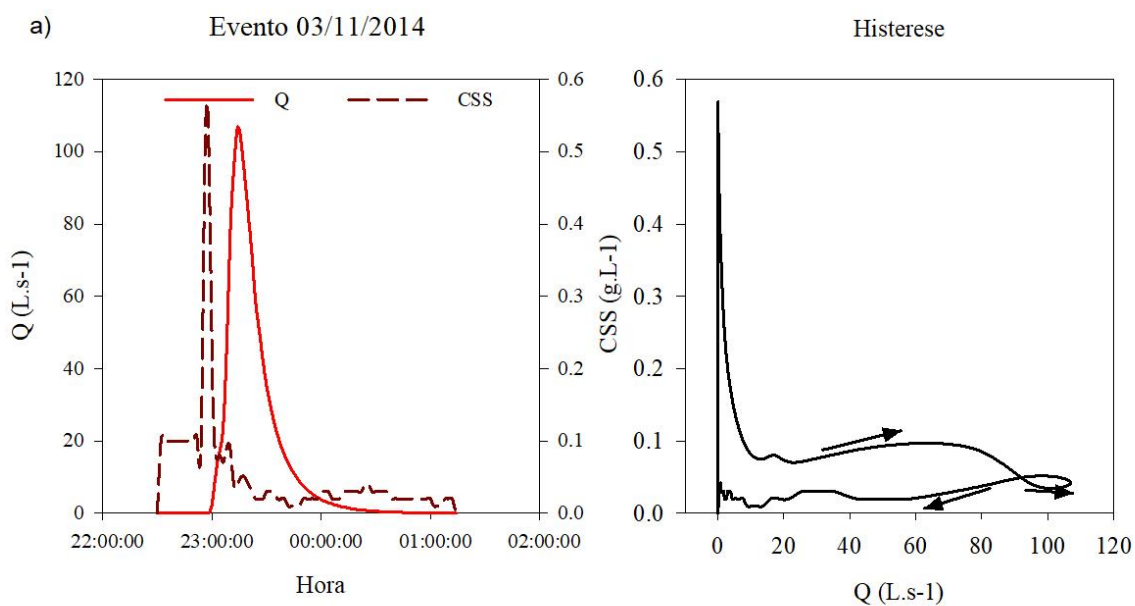
O evento do dia 04/11/2014 (Figura 43b) ocorreu quando a área estava com boa condição de cobertura do solo, proporcionada pela presença da aveia preta, que estava em estágio de maturação fisiológica. Esse evento teve volume acumulado de chuva de 51 mm em um curto período de tempo e alta magnitude. O primeiro pico de sedimento antecedeu o de vazão indicando uma exaustão rápida do sedimento no início do evento. Para essa chuva, a cobertura do solo foi responsável pela pequena perda de solo.

A construção dos terraços na TC mobilizou o solo, deixando-o disponível ao transporte pelo escoamento superficial (Figura 44). Nos primeiros anos do experimento, houve alta CSS. No entanto, a produção de sedimentos na TC foi baixa devido ao menor volume de escoamento superficial, quando comparado ao NTC.

Figura 43 – Laços de histerese para eventos na NTC



(a)

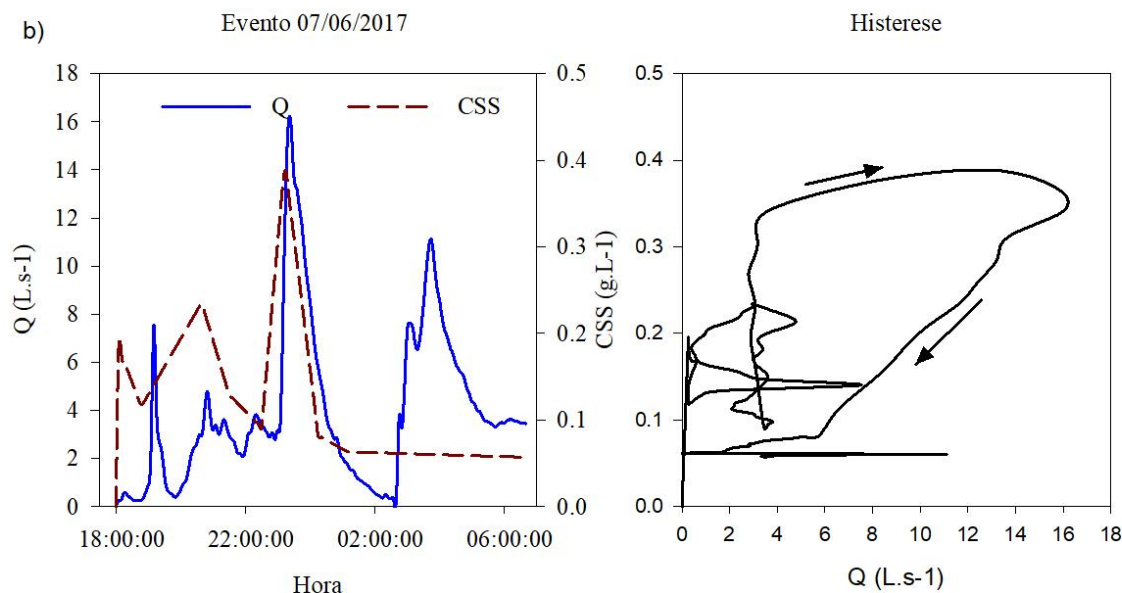


(b)

Onde: Q : vazão; CSS: Concentração de sedimento em suspensão.

Fonte: Elaborada pela autora.

Figura 44 – Laço de histerese de sentido horário na TC



Fonte: Elaborada pela autora.

5.2 MACROPARCELAS

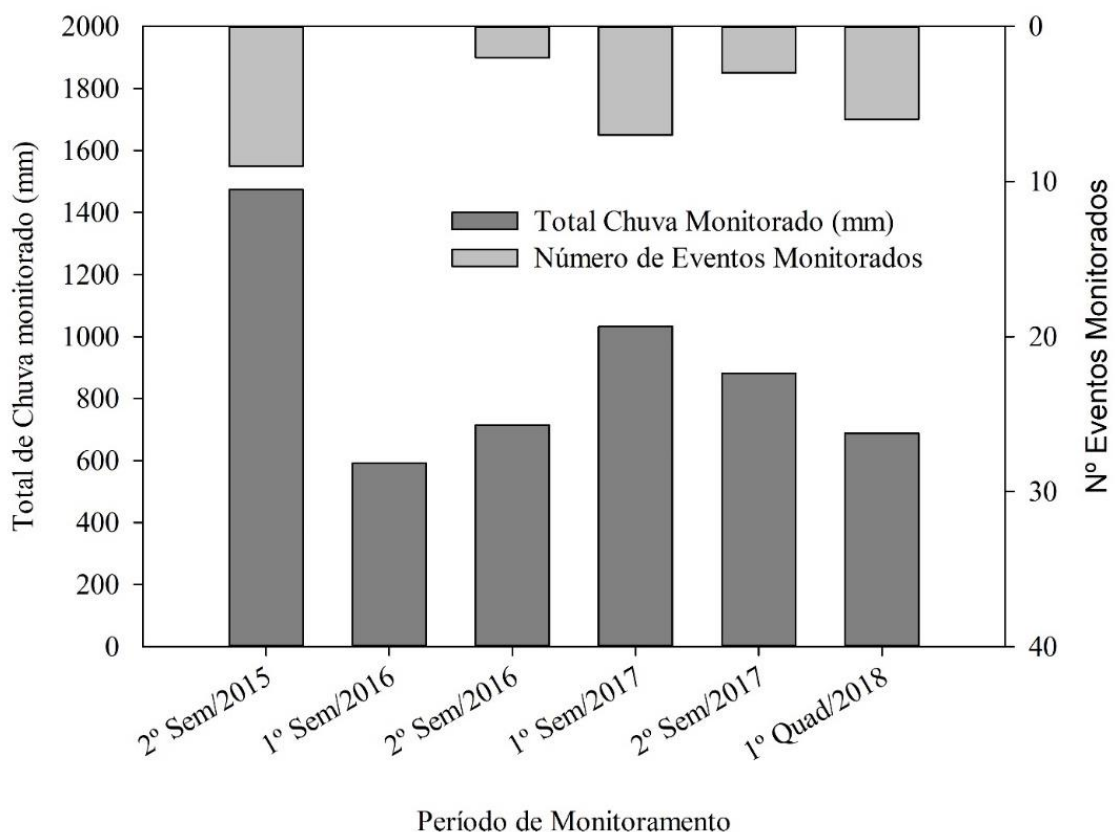
As macroparcelas representam o PD com diferentes sistemas de manejo do solo (escarificado vs. não escarificado) e de planta (binômio soja/aveia vs. rotação de cultura). Sendo assim, os resultados obtidos refletem o comportamento hidrológico das encostas sob plantio direto sem a presença de terraços e comprimento de rampa retilíneo sem o efeito da curvatura no plano e no perfil. Como descrito na metodologia, seis macroparcelas – CH+NT_{no}cr, NT_{no}cr, CH+NT_{cr}, NT_{cr}, CH+NT_{cr}R1 e NT_{cr}R2 – foram monitoradas. Entretanto, a macroparcela NT_{cr}R2 apresenta um processo de exfiltração significativo no terço inferior durante os eventos de grande magnitude. A origem desse escoamento é proveniente de dentro do perfil do solo em função da infiltração na parte superior da parcela. Esse volume de escoamento mantinha-se por vezes durante dias após o evento de chuva. Consideramos que essa exfiltração gera um volume de escoamento adicional que não faz parte da mesma componente de escoamento superficial que ocorre nas outras parcelas. Dessa forma, essa unidade (NT_{cr}R2) foi excluída da análise bem como seu par (CH+NT_{cr}R1). Considerando que as interpretações dos resultados sempre foram realizadas pela comparação direta entre duas macroparcelas pareadas, isolando-se um fator, as duas foram excluídas. De qualquer forma essas duas parcelas tiveram exatamente os

mesmos manejos de solo e de planta das duas parcelas anteriores (CH+NTcr, NTcr) que permaneceram na avaliação.

5.2.1 Monitoramento dos eventos de chuva-vazão

Os 27 eventos de chuva-vazão monitorados representaram diferentes condições climáticas e de cobertura do solo. Desse total, 33% ocorreram no 2º semestre de 2015, 7% em 2016, 37% em 2017 e 22% no primeiro quadrimestre de 2018 (Figura 45).

Figura 45 – Número de eventos monitorados nas macroparcels durante o período de estudo



Fonte: Elaborada pela autora.

O volume de chuva acumulado durante os eventos variou de 24 a 160 mm, indicando que a formação do escoamento superficial ocorre mesmo com pouco volume precipitado, principalmente nas áreas com baixa quantidade de fitomassa. Para eventos de menor intensidade ou volume acumulado de chuva, as áreas com maior adição de fitomassa não

tiveram a formação de escoamento superficial. As chuvas de maior intensidade para intervalos de 30 minutos ocorreram em 26/05/2017 (115 mm h⁻¹) e em 15/03/2018 (84 mm h⁻¹), coincidentemente nos períodos pós-colheita da soja. Esse período é crítico para a erosão no Rio Grande do Sul, pois a proteção do solo pelos resíduos da cultura da soja é insuficiente e a introdução das culturas de cobertura, em geral, não é imediata e eficiente. Além disso, as chuvas de grande volume no outono têm ocorrido com maior frequência e possuem alto potencial de gerar escoamento e erosão severa.

O conjunto de eventos de chuva-vazão monitorados nas macroparcelas também foi classificado em três magnitudes, respeitando a Q_{peak} quantificada. Aproximadamente, 78% dos eventos foram de baixa magnitude (Q_{peak} : 0-20 L s⁻¹), 11% foram de média (Q_{peak} : 20-40 L s⁻¹) e 11% foram de alta magnitude (Q_{peak} : >40L s⁻¹).

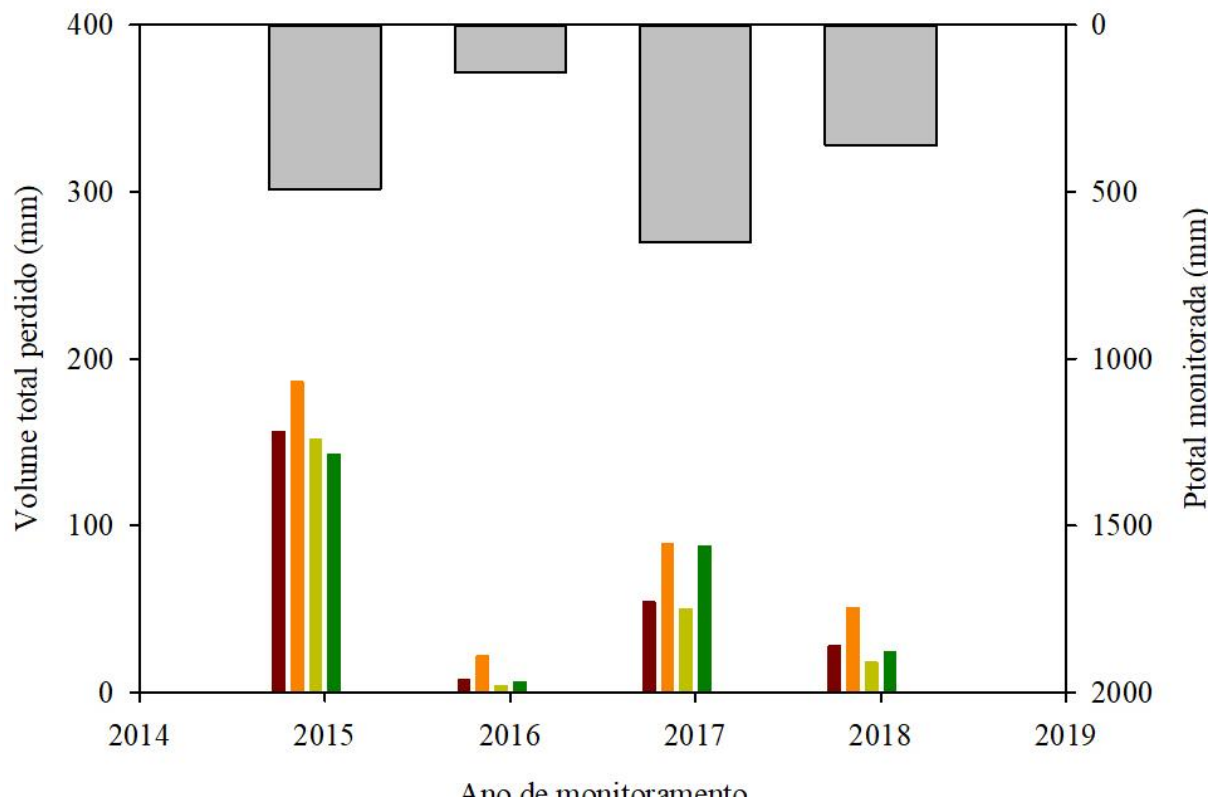
5.2.2 Perdas de água e solo

O total de chuva monitorado durante os eventos foi de 1643 mm (Figura 46), sendo as perdas de água quantificadas na CH+NT_{noCr} e na NT_{noCr} correspondem a 14,89% e 21,12%. Considerando as formas de manejo, pode-se observar que a escarificação, quando adotada no sistema de manejo com baixa adição de fitomassa, reduziu muito pouco as perdas de água. Quando a escarificação foi testada na condição de maior adição de fitomassa, pôde-se observar que a CH+NT_{Cr} resultou uma redução de 13,58% de perdas de água e na NT_{Cr} de 15,82%. Esses resultados evidenciam que a estratégia da escarificação não apresentou uma redução considerável de perda de água no manejo de planta com baixa ou alta adição de fitomassa.

Estes resultados comprovam que a adoção parcial dos princípios conservacionistas, por meio do plantio direto na condição de binômio soja/trigo não é capaz de controlar as altas perdas de água e de solo, tal como enfatizado por outros trabalhos na escala de bacia (DIDONÉ et al., 2014; TIECHER et al., 2017b). O que torna o manejo da água um dos principais desafios do sistema plantio direto.

Em geral, a produção de sedimentos (PS) nas macroparcelas com baixa adição de fitomassa foi maior do que aquelas com alta quantidade de fitomassa. Na análise da escarificação, a PS é menor quando houve escarificação (CH+NT_{noCr}) em comparação às áreas não escarificadas com baixa adição de fitomassa (NT_{noCr}) (Figura 47). A perda de solo, no

Figura 46 – Perdas totais anuais de água nas macroparcelas.

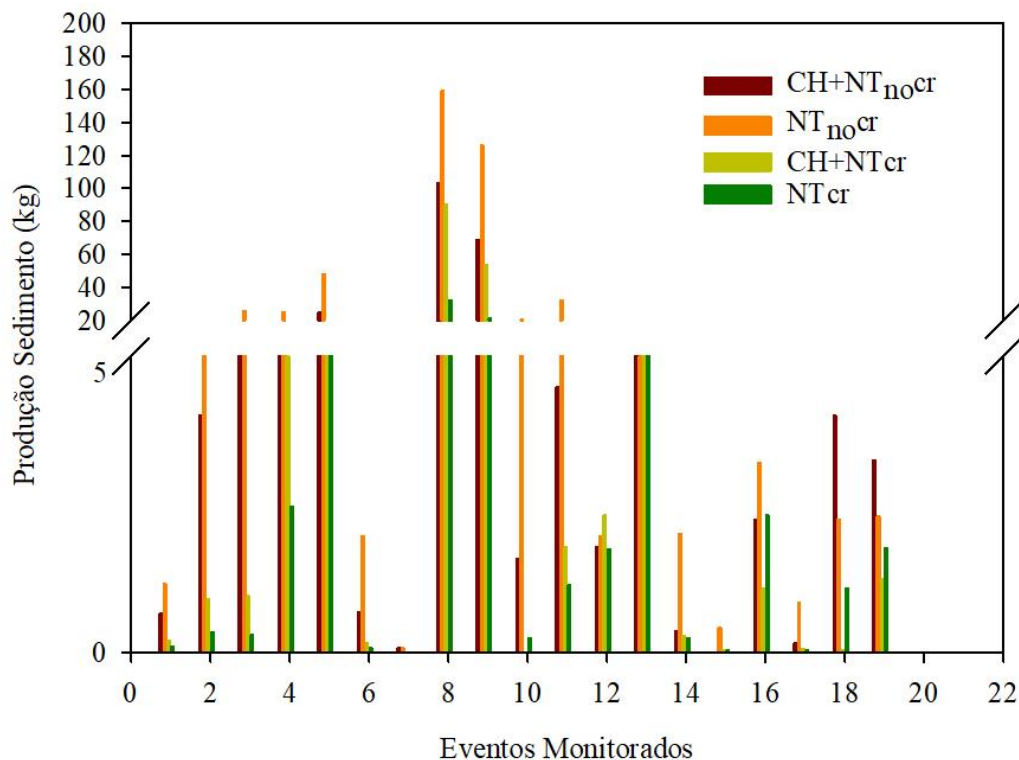


Fonte: Elaborada pela autora.

CH+NT_{no}cr, foi de 263 kg de solo e, no NT_{no}cr, foi de 482 kg, o que corresponde a 0,44 t ha⁻¹ e 0,80 t ha⁻¹, respectivamente. A escarificação, ocasiona a mobilização do solo e, consequentemente promove uma condição favorável para o aumento das perdas de solo, porém, favorece o aumento da infiltração de água, o que reduz o volume de escoamento superficial e, por consequência, a produção de sedimentos.

Apesar dos benefícios da escarificação, a maior adição de fitomassa foi mais eficiente no controle das perdas de água e de solo. As perdas de solo na CH+NT_{cr} foram de 186 kg e de 88 kg no NT_{cr}, o que corresponde a 0,31 e 0,15 t ha⁻¹, respectivamente. A adição de fitomassa promove o controle do escoamento superficial para eventos de baixa e média magnitude e também, promove a redução dos processos erosivos e, por consequência, da produção de sedimentos, evidenciando a importância da permanente cobertura do solo, principalmente em períodos de entressafra.

Figura 47 – Produção de sedimentos nos diferentes tratamentos adotados nas macroparcelas.



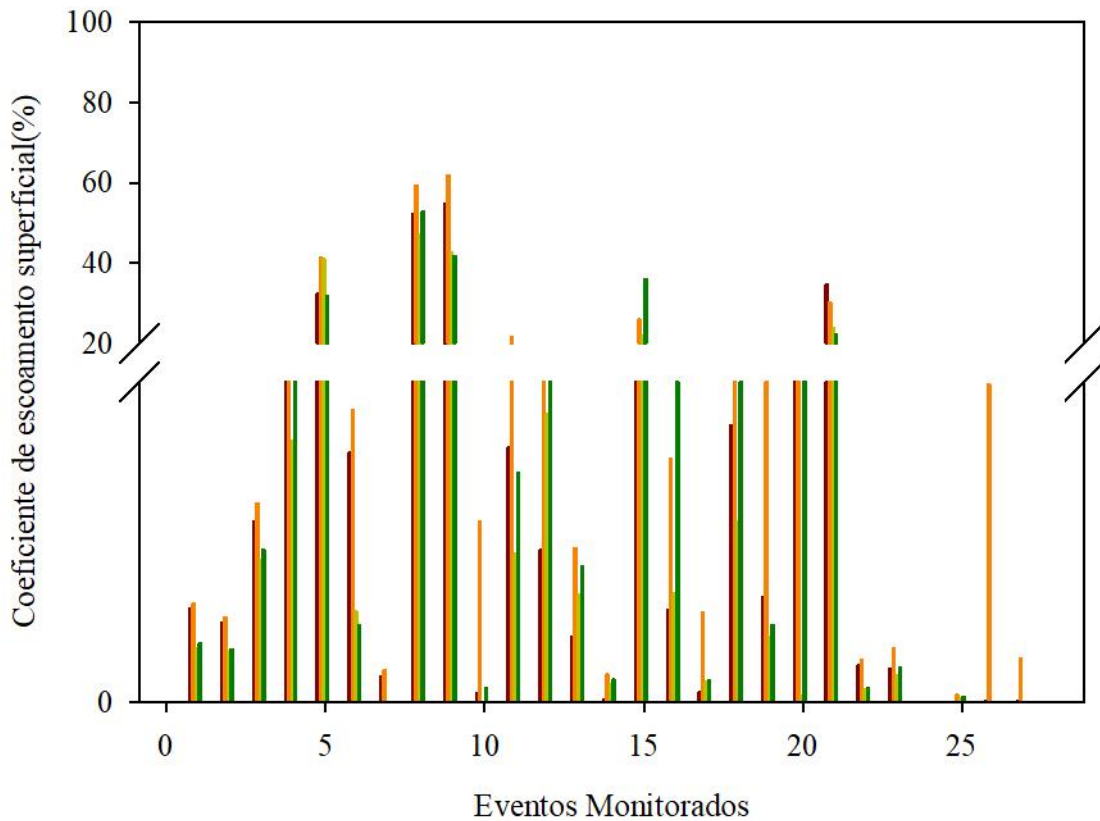
Onde: CH+NT_{noCr}: plantio direto sem adição de fitomassa + escarificação; NT_{noCr}: plantio direto sem adição de fitomassa; CH+NT_{cr}: plantio direto com adição de fitomassa + escarificação; NT_{cr}: plantio direto com adição de fitomassa.

Fonte: Elaborada pela autora.

A escarificação é comumente utilizada em áreas agrícolas para o controle do escoamento superficial, visando o aumento da taxa de infiltração de água no solo de maneira imediata, e pode-se considerar uma operação fácil de ser realizada. Neste estudo, embora a escarificação tenha proporcionado redução no coeficiente de escoamento (Figura 48), o efeito da cobertura do solo foi mais eficiente. A escarificação mecânica tem efeito efêmero, pois a alteração das propriedades físico-hídricas, controladoras da infiltração de água e indicadoras do estado estrutural do solo, pode ter duração menor do que uma safra agrícola (DRESCHER et al., 2011, 2016). Enquanto isso, a rotação de culturas pode ser realizada por longos períodos e, além de aumentar o aporte de fitomassa, mantém a superfície do solo coberta e contribui para a melhoria da estrutura do solo por meio do sistema radicular, como o proporcionado pelo nabo forrageiro e pelo milho (GROFF, 2015).

A ocorrência de eventos de alta intensidade de chuva, que excedem a taxa de infiltração de água no solo, promove a formação do escoamento superficial e favorece os processos

Figura 48 – Porcentagem de escoamento superficial monitorada nas macroparcelas durante o período de monitoramento.



Onde: CH+NT_{noCr}: plantio direto sem adição de fitomassa + escarificação; NT_{noCr}: plantio direto sem adição de fitomassa; CH+NT_{Cr}: plantio direto com adição de fitomassa + escarificação; NT_{Cr}: plantio direto com adição de fitomassa.

Fonte: Elaborada pela autora.

erosivos (OLSON et al., 2017) mesmo com a escarificação. Por isso, a integração dos manejos de solo, de planta e de água será fundamental para que os solos cumpram suas funções. Plantas capazes de romper camadas compactadas do solo e melhorar a estrutura do solo são fundamentais para a maximização da capacidade de infiltração e armazenamento de água. Além disso, essas plantas devem promover o incremento de matéria orgânica no solo, que é essencial para as atividades biológicas do solo, com benefícios para o sistema produtivo.

A eficiência do manejo de solo (escarificação e plantio direto) e de plantas (maior aporte de fitomassa) em controlar as perdas de água durante eventos de chuva de alta magnitude foi baixa. O coeficiente de escoamento superficial ($C=Q/P$) foi superior a 10% em 41% dos eventos (Figura 48). Mais da metade do volume de chuva foi perdido por escoamento superficial na condição de baixa biomassa com (CH+NT_{noCr}; $C = 55\%$) e sem escarificação (NT_{noCr};

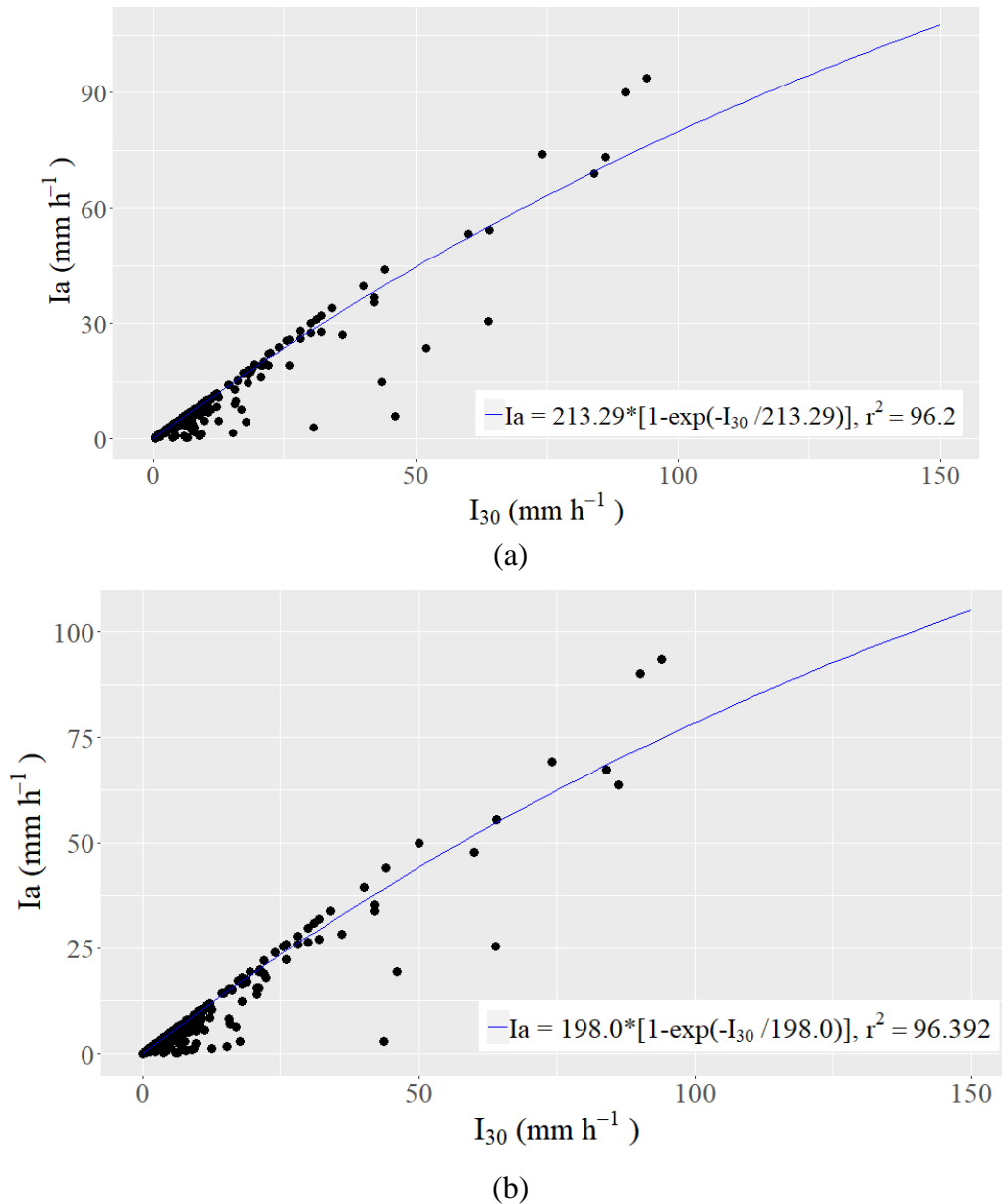
C = 62%), respectivamente. A alta fitomassa proporcionou C de 47% no CH+NTcr e de 53% no NTcr, o que indica que a adição de fitomassa reduz as perdas, mas não controla os processos de perda de forma efetiva na escala da paisagem.

Assim, a agricultura moderna e conservacionista deve preconizar o manejo da água em favor das culturas, por meio da maximização da infiltração e/ou da retirada do excesso de água das áreas de produção. Pelos resultados obtidos, pode-se constatar que, apesar do melhor desempenho da rotação de cultura em relação à escarificação para controlar as perdas de solo, isso não foi suficiente para eventos de alta magnitude para as perdas de água. Essa situação reforça a necessidade da adoção de práticas mecânicas como o terraceamento (DEUSCHLE et al., 2019; LONDERO et al., 2017). Evitar o excesso de escoamento superficial é uma maneira de reduzir o risco da contaminação dos recursos naturais (ZUAZO et al., 2011) e garantir que a água fique armazenada na zona de enraizamento das plantas e, com isso, aumentar a sua eficiência para o meio produtivo (LAL, 2008). A eficiência dos sistemas ($NT_{no\ cr} < H+NT_{no\ cr} < CH+NT_{cr} < NT_{cr}$) reflete a necessidade de adoção de técnicas complementares para auxiliar no controle do escoamento superficial (MERTEN et al., 2015; PFISTER et al., 2011; ARNÁEZ et al., 2015b), como a prática de terraceamento.

Os modelos de infiltração com base na infiltração aparente (I_{ap}) foram distintos para condição de baixa cobertura e indicam maior taxa de infiltração para a área submetida à escarificação (CH+NT_{no}cr). Entretanto, tal como nas bacias, as taxas máximas de infiltração não atingiram um patamar estável (assíntota), indicando que os eventos monitorados não atingiram a infiltração máxima, evidenciando a necessidade do contínuo monitoramento de eventos na escala temporal e espacial. A macroparcela CH+NT_{no}cr (Figura 49a), apresentou uma maior estimativa de I_{ap} em relação à NT_{no}cr (Figura 49b), demonstrando que a adoção da escarificação promoveu um aumento na taxa de infiltração. Porém, a simples adoção do plantio direto tem-se mostrado a pior condição, considerando-se as respostas das variáveis estudadas.

A infiltração aparente teve comportamento distinto, de acordo com a intensidade da chuva: a) até a intensidades de 40 mm h⁻¹ de chuva, praticamente toda a lâmina infiltra; b) para intensidades de chuva entre 40 e 100 mm h⁻¹, ocorre uma maior variação pela saturação do solo com a formação de escoamento superficial, sendo a dispersão dos dados decorrente da umidade antecedente que, para uma mesma intensidade de chuva, pode gerar mais ou menos escoamento; e c) para intensidades de chuva maiores do que 100 mm h⁻¹, os poucos dados não proporcionaram a formação dos patamares que indicariam a saturação máxima da macroparcela. A formação do patamar indica que, mesmo com o aumento da intensidade da

Figura 49– Relação entre a infiltração total aparente (I_{ap}) e a intensidade máxima de 30 minutos (I_{30}) para (a) CH+NT_{no}cr e (b) NT_{no}cr



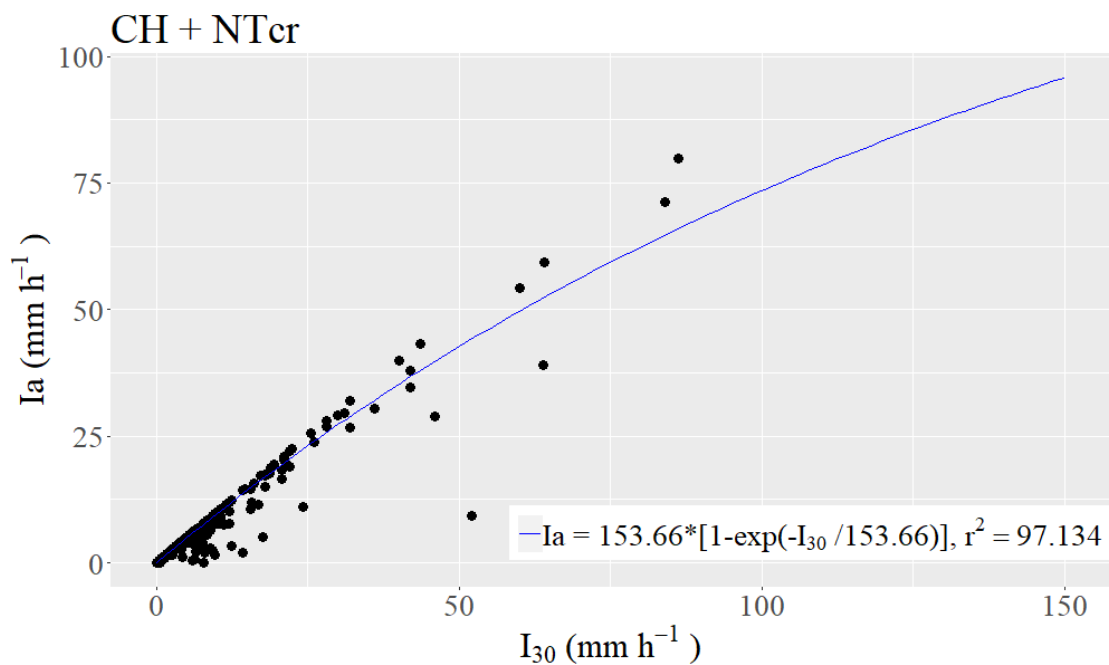
Onde: CH+NT_{no}cr: plantio direto com baixa adição de fitomassa + escarificação; e NT_{no}cr: plantio direto com baixa adição de fitomassa.

Fonte: Elaborada pela autora.

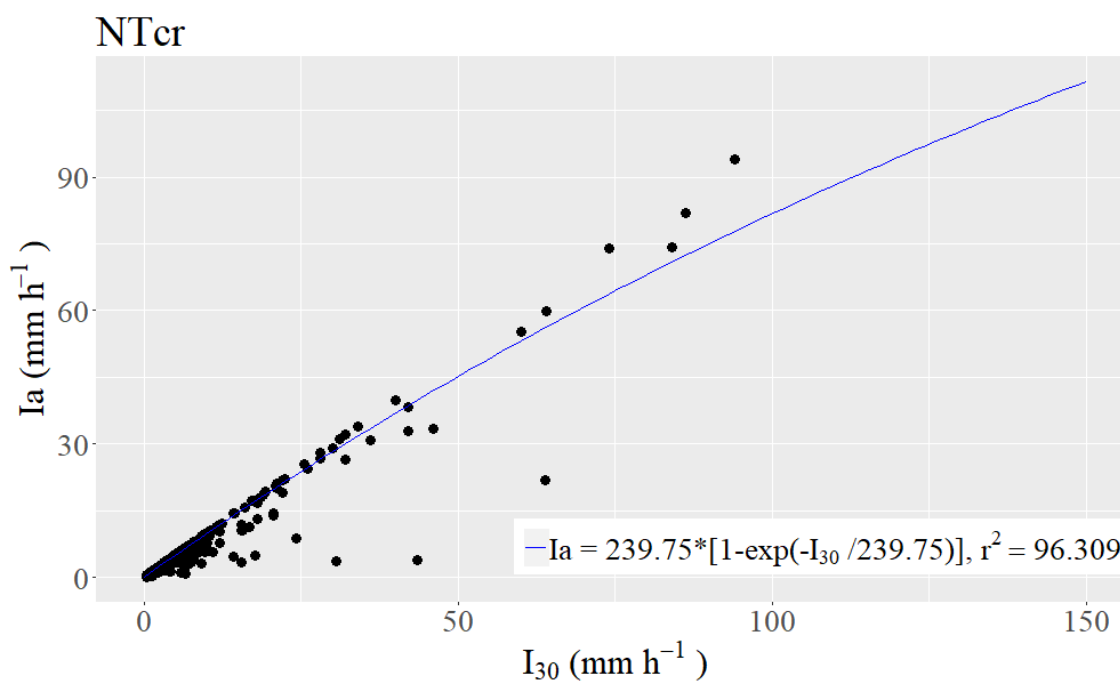
chuva, não ocorre aumento na infiltração. Mesmo sem a formação do patamar, com os modelos obtidos, é possível estimar a infiltração, a partir de intensidades de precipitação medidas em intervalos de 30 minutos I_{30} (mm h^{-1}).

Na condição de alto aporte de fitomassa, não houve o efeito da escarificação, nos modelos de infiltração aparente, os quais tiveram comportamento distinto entre as áreas escarificada (CH+NTcr) (Figura 50a) e não escarificada (NTcr) (Figura 50b). Os modelos de

Figura 50 – Relação entre a infiltração total aparente e a intensidade máxima de 30 minutos para os eventos monitorados na (a) CH +NTcr e (b) NTcr.



(a)



(b)

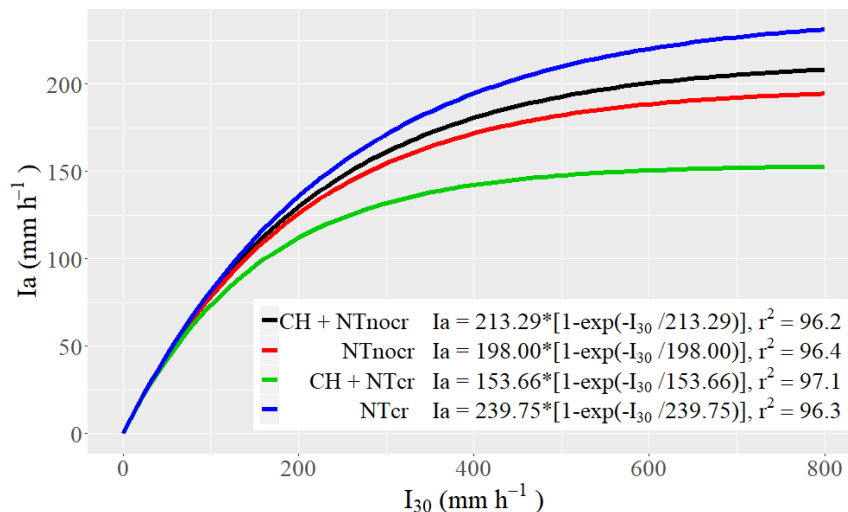
Onde: NTcr: plantio direto com alta adição de fitomassa; e CH +NTcr: plantio direto com alta adição de fitomassa + escarificação.

Fonte: Elaborada pela autora.

infiltração estimados foram distintos para condição de maior cobertura, os quais apresentaram comportamento oposto a condição de baixa adição, sendo que, o tratamento NTcr apresentou as maiores taxas de infiltração em relação ao tratamento com escarificação. Podemos considerar que a adoção de práticas de manejo de plantas foi mais eficiente que o manejo do solo. Entretanto, tal como nas bacias, as taxas máximas de infiltração não atingiram um patamar estável (assíntota), indicando que os eventos monitorados não atingiram a infiltração máxima, evidenciando a necessidade do contínuo monitoramento de eventos na escala temporal e espacial.

Os diferentes modelos de I_{ap} obtidos indicam a habilidade de cada um dos quatro sistemas em aumentar a taxa de infiltração (Figura 51). O sistema de alta adição de fitomassa, combinado com a escarificação, proporciona a pior condição de infiltração. Entretanto, a alta dispersão dos dados nas altas intensidades e a ausência de um patamar claro limitam a avaliação das diferenças entre os outros três sistemas.

Figura 51 – Relação entre a infiltração total aparente e a intensidade de 30 minutos para as quatro macroparcelas monitoradas.

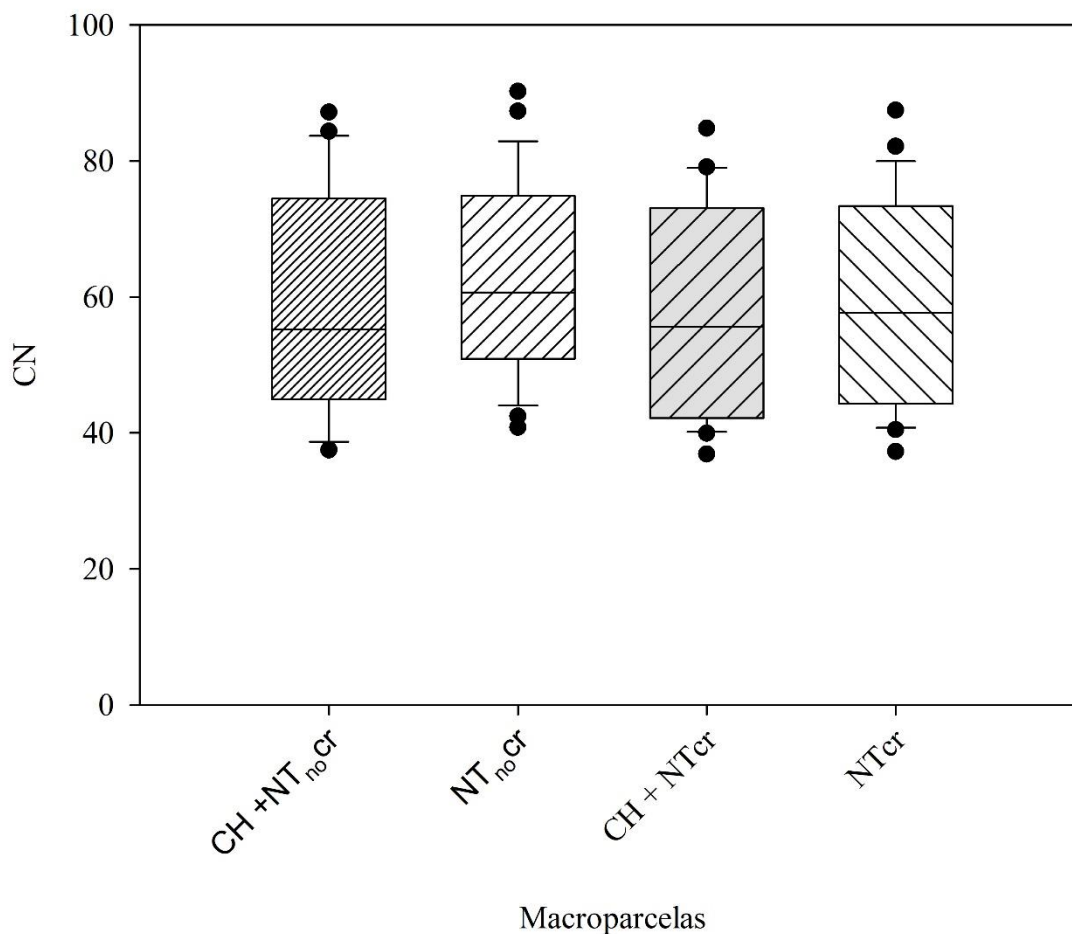


Fonte: Elaborada pela autora.

Os valores médios de CN estimados para as quatro macroparcelas do plantio direto foram, em geral, menores que 60 (Figura 52), o que indica similaridade entre os sistemas, mesmo que exista uma influência gerada pela escarificação e pela quantidade de fitomassa nesse parâmetro hidrológico. O NT_{noCr} teve uma discrepância maior na média do CN em

relação aos demais sistemas que apresentaram valores de CN parecidos, evidenciando que o manejo de solo e de planta não afetou fortemente os valores de CN estimados.

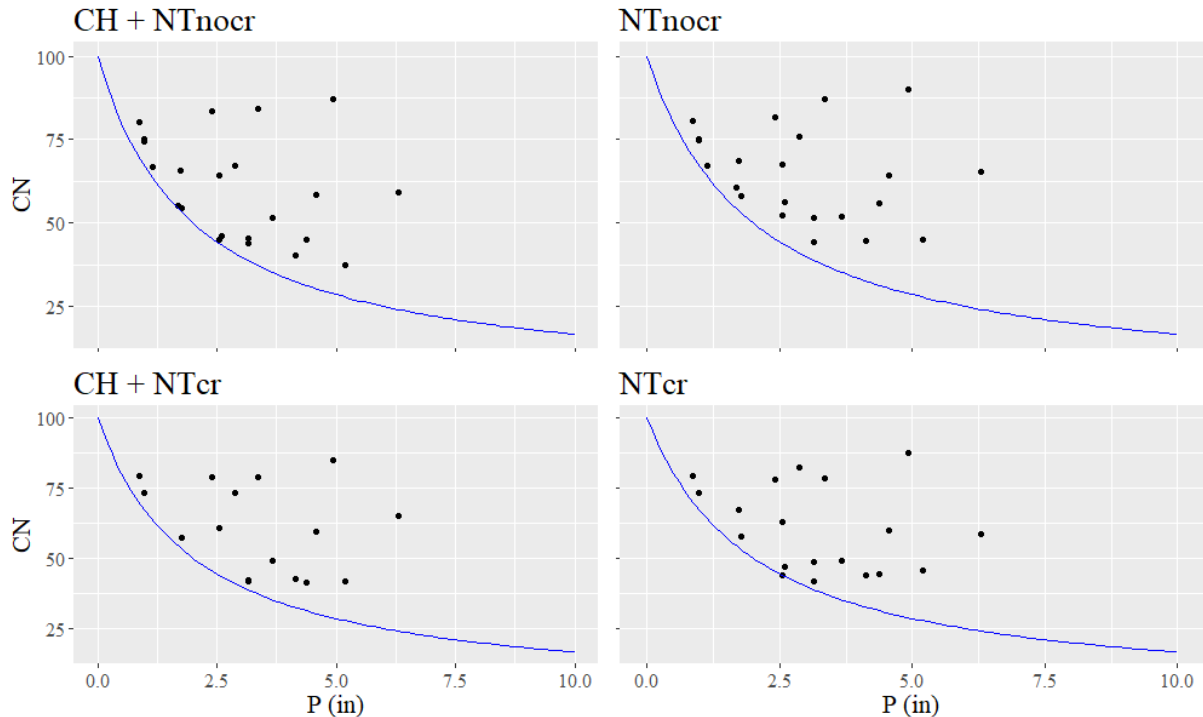
Figura 52 – Valores de CN estimados para o conjunto de eventos monitorados nas macroparcelas



Fonte: Elaborada pela autora.

A maior adição de fitomassa e a escarificação não afetou sensivelmente os valores de CN, que tiveram variabilidade em função da magnitude do evento (Figura 53). O CN possui alta dispersão, sem padrão decorrente do efeito da quantidade de fitomassa e da escarificação em relação à curva CN_0 (Figura 53). Ou seja, o efeito da adição de fitomassa ou da escarificação não minimizou os valores de CN para a faixa de precipitação monitorada. Esse comportamento é diferente do comportamento resultante da influência dos terraços sobre a perda de água; nessa situação, os pontos ficam próximos da curva, evidenciando uma reduzida perda.

Figura 53 – Variação dos valores de CN em função das precipitações nas macroparcelas

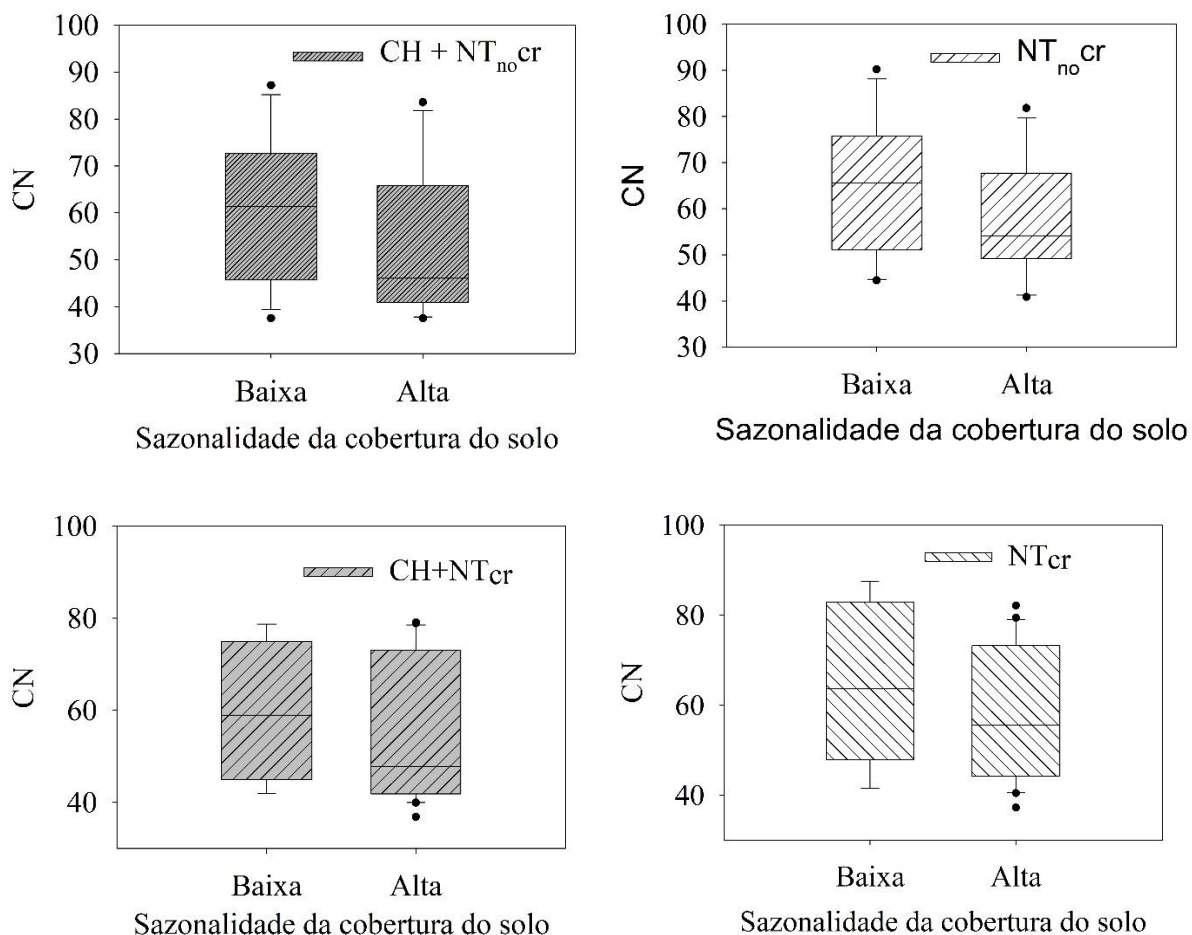


Fonte: Elaborada pela autora.

A dispersão nos valores de CN pode ter sido proporcionada pela variabilidade da cobertura do solo (baixa e alta) dentro de cada parcela no momento do evento (Figura 54). Essa sazonalidade é decorrente da diferença de estágio de desenvolvimento das culturas nas macroparcelas (1 e 2 vs. 3 e 4) para um mesmo evento.

Mesmo não havendo uma clara diferença entre as parcelas, houve diferença de comportamento entre a condição de baixa e alta cobertura do solo para todas as quatro macroparcelas. Os valores médios de CN foram maiores para as condições de baixa cobertura do solo e menores para condições de alta cobertura. Esse comportamento dos valores de CN também foi encontrado na escala de pequena bacia hidrográfica rural no sul do Brasil (BARROS et al., 2014). Em áreas do cerrado brasileiro, menores valores de CN foram observados em condição de melhor cobertura do solo em relação ao solo exposto (VALLE JUNIOR; RODRIGUES; OLIVEIRA, 2019), resultado similar ao encontrado neste estudo.

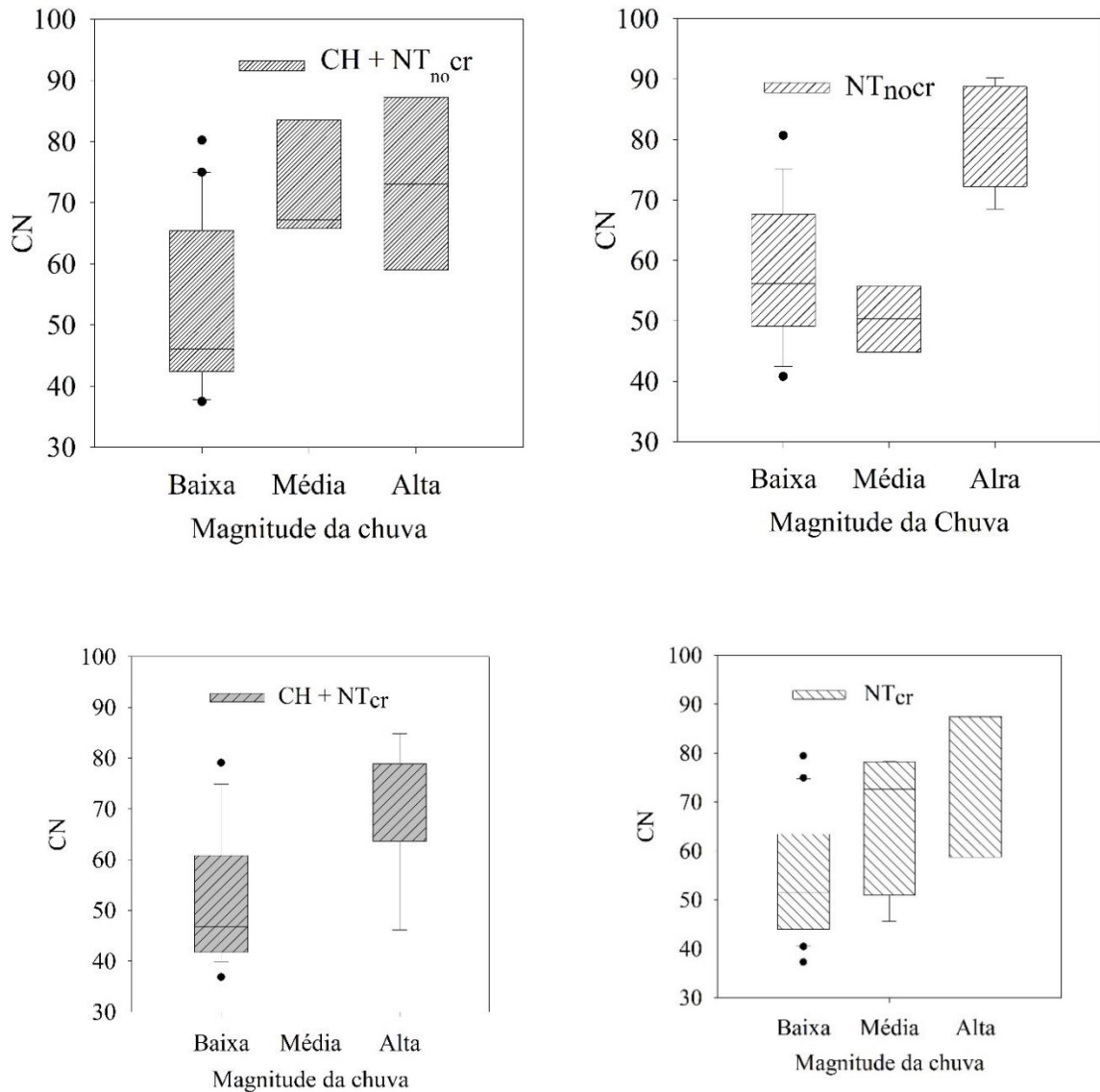
Figura 54 – Relação do CN com a sazonalidade da cobertura do solo nas macroparcelas



Fonte: Elaborada pela autora.

Os valores médios de CN para a condição de baixa magnitude da Q_{peak} (Figura 55) foram inferiores a 60 em todos os sistemas, representando uma condição de baixo potencial para a formação do escoamento superficial, o que é coerente para esse tipo de chuva de baixa magnitude. Entretanto, os valores médios de CN foram de, aproximadamente 80, tanto na condição de média, como para a de alta magnitude. Os maiores valores de CN estimados para condição de médio e alto valor de Q_{peak} eram esperados em função da influência da magnitude da chuva sobre a vazão máxima. Esse comportamento evidencia a incipiente capacidade da cobertura ou escarificação no controle do escoamento, mesmo quando possuem alta quantidade de fitomassa.

Figura 55 – Relação do CN com a magnitude da Q_{peak} nas macroparcelas



Fonte: Elaborada pela autora.

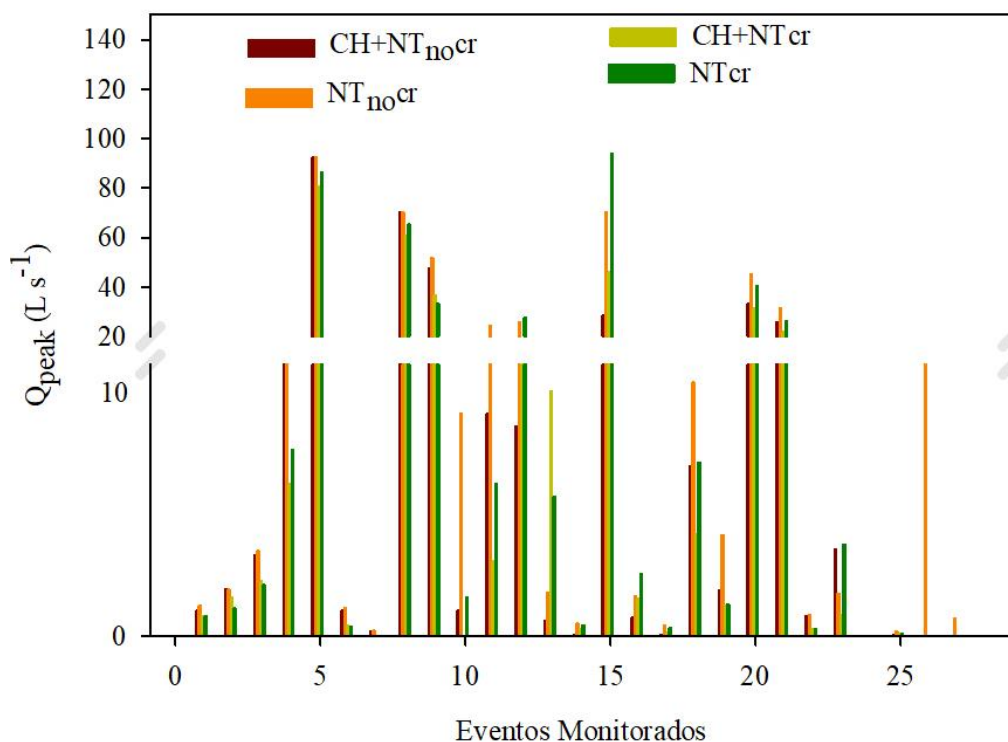
Ao comparar os valores de CN nas macroparcelas e nas bacias com mesmo manejo de solo e de planta podemos ter o efeito escala. Esse efeito foi obtido comparando as diferenças entre a NT_{no cr} e a NTC que apresentam as mesmas condições de uso e manejo. O CN médio foi de 62 na macroparcela com baixa adição de fitomassa e sem escarificação (NT_{no cr}; 0,5 ha e curvatura retilínea-retilínea), enquanto o CN médio na bacia sem terraço (NTC; 2,4 ha e curvatura convergente-convexa) foi de 68. Esse comportamento evidencia o efeito do relevo no controle do comportamento hidrológico e, por consequência, na erosão sob plantio direto.

A obtenção e análise destes parâmetros empíricos às condições brasileiras é muito importante para a determinação do escoamento superficial para dimensionamentos de práticas conservacionistas. A melhoria da estimativa do escoamento superficial, a fim de evitar alagamento nas cidades, em eventos extremos de chuva, foi buscada por Ajmal et al. (2015), por meio da melhoria do modelo CN-SCS para condições regionais, com a calibração dos valores de CN usando dados observados e com a redução na abstração inicial.

5.2.3 Comportamento da Q_{peak}

Na macroparcela CH+NT_{cr} a Q_{peak} de baixa magnitude ($<10 \text{ L s}^{-1}$) são menores que na macroparcela CH+NT_{no cr}, porém, para os eventos com vazão de pico maiores ($> 10 \text{ L s}^{-1}$) essas diferenças foram menos pronunciadas (Figura 56). Esse comportamento indica que o manejo de planta e de solo é eficaz apenas para eventos pequenos, enquanto e não para eventos de grande magnitude.

Figura 56 – Variabilidade da Q_{peak} ao longo dos eventos monitorados nas macroparcelas

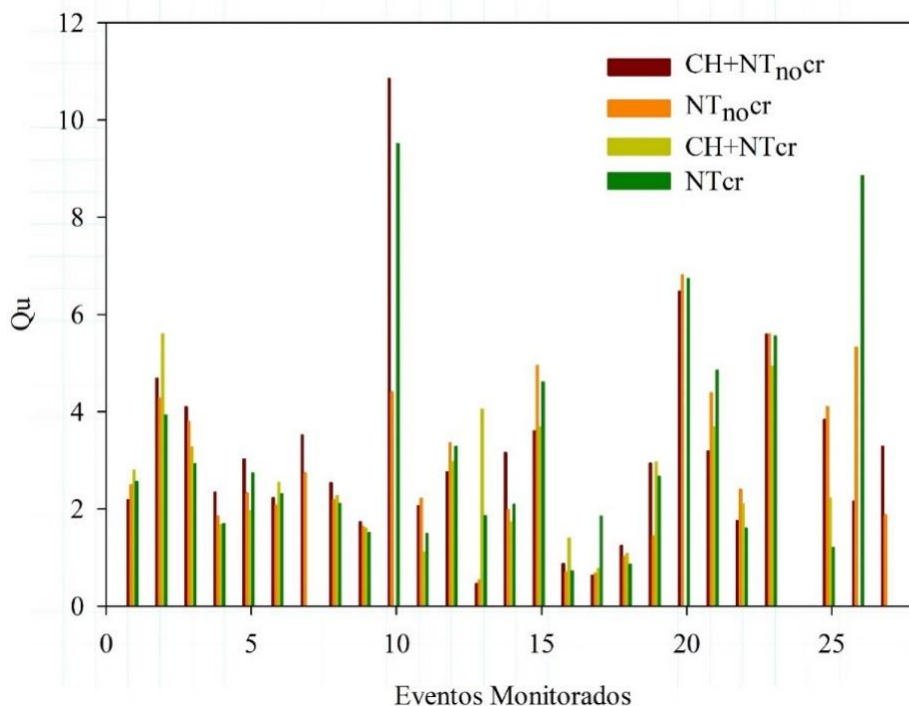


Fonte: Elaborada pela autora.

Dessa forma, é clara a necessidade de adoção de práticas de manejo de solo e planta associada a manejo de água. Assim, a condução de experimentos nesta escala de estudo é de extrema importância para dar suporte aos futuros estudos de modelagem matemática. Para isso, Mcneill et al., (2017) salienta a necessidade do desenvolvimento e adaptações para melhorar a capacidade dos modelos de oferecer uma análise e compreensão mais completa da segurança alimentar por meio do uso consciente de água e da simulação de cenários agrícolas.

O pico de descarga unitário (Q_u $m^3 s^{-1} cm^{-1} km^{-2}$) máximo na CH+NT_{no}cr foi de 10,85 $m^3 s^{-1} cm^{-1} km^{-2}$ e de 6,80 $m^3 s^{-1} cm^{-1} km^{-2}$ na NT_{no}cr. Apesar da escarificação na CH+NT_{no}cr, o valor máximo de Q_u foi aproximadamente 60% maior em relação ao NT_{no}cr. Para condição de maior adição de fitomassa à CH+NT_{cr}, estimou-se um valor máximo de Q_u de 8 $m^3 s^{-1} cm^{-1} km^{-2}$ e de 9,5 $m^3 s^{-1} cm^{-1} km^{-2}$ para a NT_{cr}. Nessa condição, a escarificação, associada à maior adição de fitomassa, reduziu em 16% a Q_u (Figura 57). Pode-se considerar que, nessa análise, os tratamentos apresentaram comportamento inverso ao quantificado a campo pelos dados de monitoramento. Por isso, o uso de valores estimados representa incertezas da realidade do comportamento a campo.

Figura 57 – Valores de pico de vazão unitário estimados para as macroparcelas



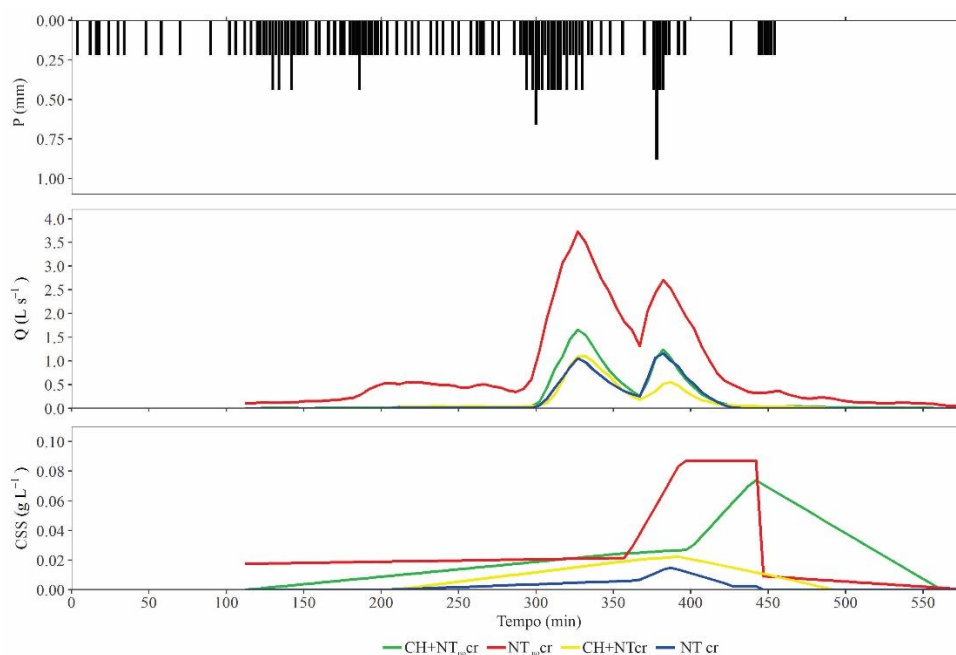
Fonte: Elaborada pela autora.

5.2.4 Comportamento da vazão e da concentração de sedimentos durante os eventos

O comportamento hidrológico e sedimentológico característico das macroparcelas é representado por meio dos hietogramas, hidrogramas e sedimentogramas de três eventos (Figuras 58, 59 e 60). O sistema NTcr apresentou as mais baixas CSS, resultando numa menor perda de solo em comparação aos demais sistemas.

O evento do dia 13/08/2017 teve volume acumulado de chuva de 80 mm, com longa duração e baixa intensidade (Figura 58). Nessa condição, é possível observar que o escoamento superficial inicia após a saturação do solo, e o hidrograma e o sedimentograma ocorrem mais atrasados, no final do evento. As macroparcelas estavam sob condição de alta cobertura do solo, proporcionada pelas culturas de trigo e aveia preta estabelecidas e em estágio de florescimento. Apesar da alta cobertura do solo, os sistemas responderam diretamente ao aumento da intensidade da chuva, sendo a maior resposta observada na NT_{no}cr, mesmo em condição de baixa magnitude de chuva. Apesar da boa cobertura do solo e da baixa intensidade chuva, o manejo de solo e de planta não foi capaz de controlar o escoamento superficial, mas, sim, de reduzir a CSS.

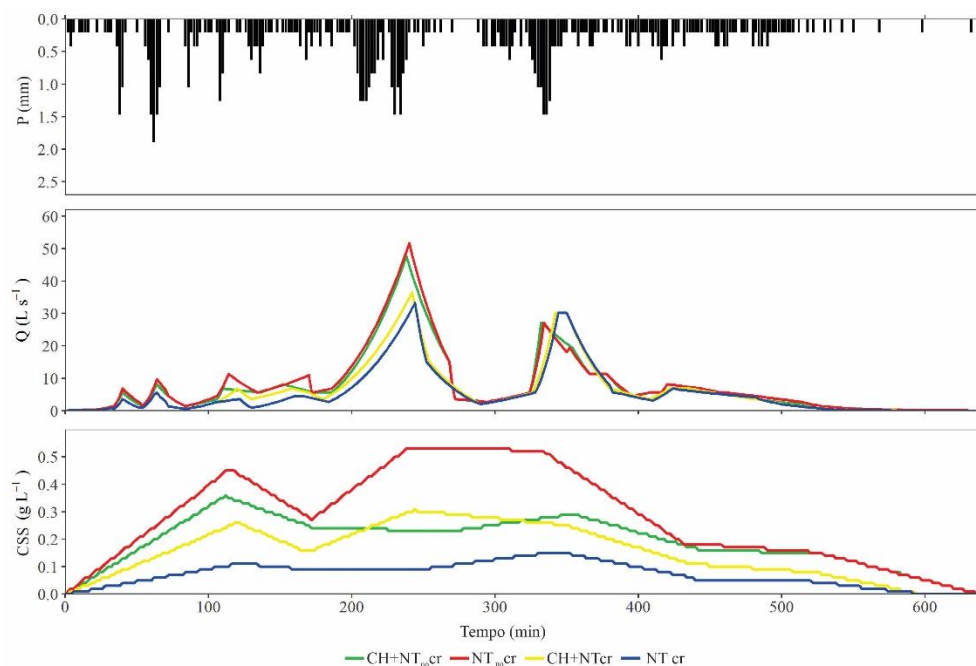
Figura 58 – Hietograma, hidrograma e sedimentograma do evento monitorado no dia 13/08/2017 nas quatro macroparcelas



Fonte: Elaborada pela autora

O evento do dia 24/12/2015 ocorreu após a semeadura da cultura da soja em condição de baixa cobertura do solo e alta umidade antecedente, devido à ocorrência de eventos em sequência (Figura 59). Essa condição representa alto risco para o desencadeamento dos processos erosivos em encostas agrícolas, em razão da maior exposição do solo à ação do impacto da gota de chuva e ao escoamento superficial. Durante o evento, os picos de precipitação proporcionaram aumento dos picos de vazão, o que confirma a resposta das encostas ao aumento da intensidade da chuva. Essa resposta imediata ao pico de chuva ocorreu em todos os sistemas. O pico de vazão foi menor no CH+NT_{cr} em relação ao CH+NT_{no}cr. No entanto, para a condição de baixa adição de fitomassa, a escarificação foi mais eficiente no controle da CSS e das perdas de solo em relação à condição de alta adição de fitomassa. A cobertura do solo tem menor influência no controle do escoamento do que nas perdas de solo em condições de alta umidade do solo. No momento do evento, a cultura da soja estava no estágio de emergência, o que proporcionou a exposição do solo. Nesse evento, a fitomassa e o microrrelevo deixado pela linha de semeadura proporcionaram atraso na vazão de pico, o que diminuiu o escoamento e reduz a seu potencial erosivo.

Figura 59 – Hietograma, hidrograma e sedimentograma do evento monitorado no dia 24/12/2015 nas quatro macroparcelas

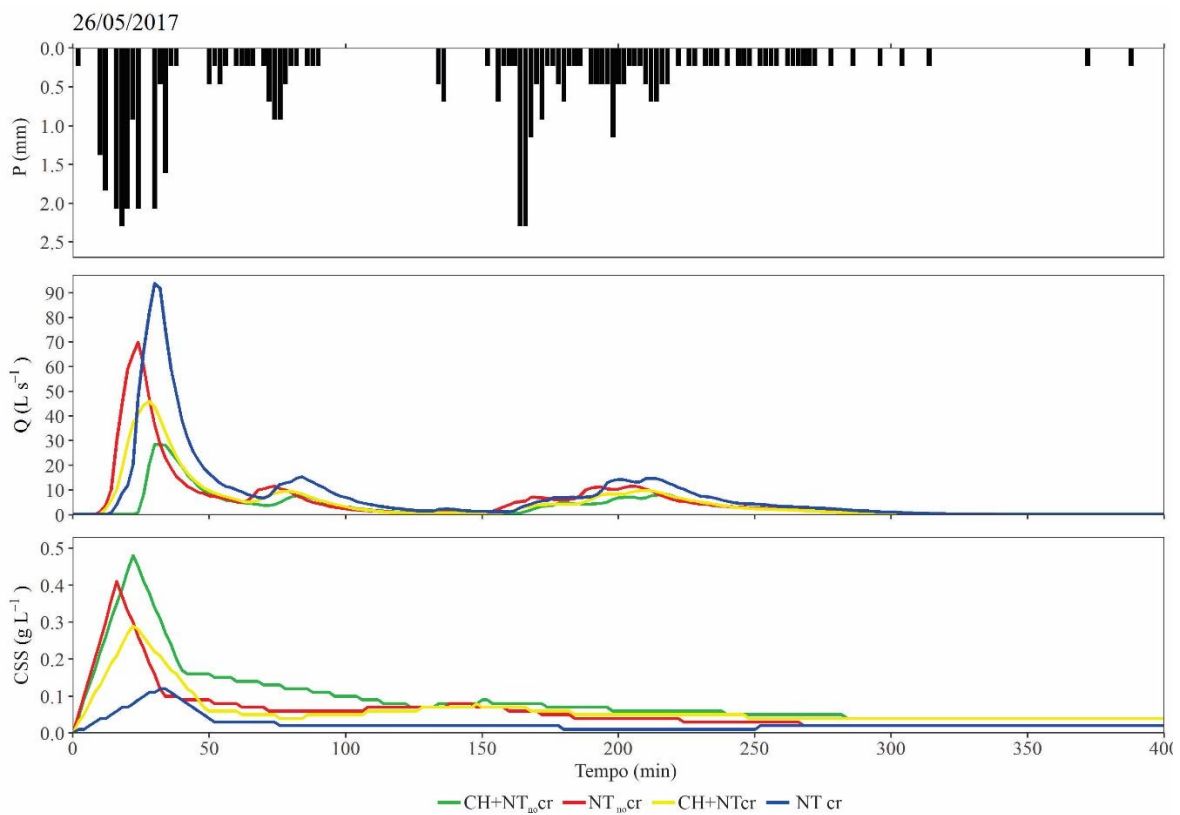


Fonte: Elaborada pela autora.

O evento do dia 26/05/2017 teve I_{30} de 115 mm h^{-1} (Figura 60). A cobertura do solo era baixa no CH+NT_{no}cr e no NT_{no}cr e alta nos demais sistemas. O aumento da Q foi rápido em todos os sistemas. Contudo, na condição de alta cobertura proporcionou um atraso no pico da vazão em relação aos demais manejos. A CSS teve maior magnitude no início do evento, sendo as perdas maiores para os sistemas com menor adição de fitomassa.

O comportamento intra e inter-eventos da Q e da CSS representa a fragilidade do manejo com baixa adição de fitomassa (NT_{no}cr) em controlar o escoamento superficial e a erosão do solo e a real necessidade de considerar os princípios da AC (OLSON et al., 2017). Além disso, a adoção de práticas complementares, como a utilização de terraços (KOVÁŘ et al., 2016), de canais vegetados e de semeadura em contorno (KARLEN et al., 2009), deve ser associada ao plantio direto, para mitigar as perdas, principalmente frente a eventos de maior magnitude.

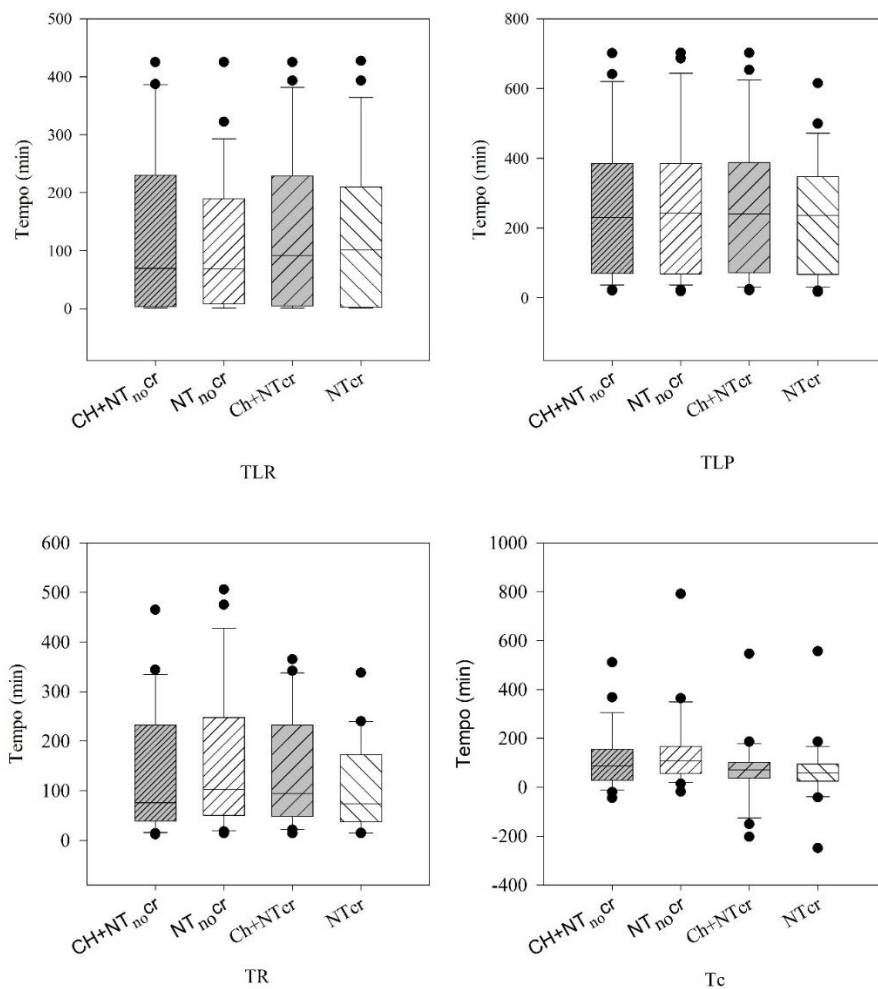
Figura 60 – Hietograma, hidrograma e sedimentograma do evento monitorado no dia 26/05/2017 nas quatro macroparcelas



Fonte: Elaborada pela autora.

Os parâmetros de retardo (*Lag time*) foram também obtidos para expressar a influência das características de superfície e o seu potencial em causar fricção (Figura 61). O tempo entre início da chuva até início da Q (TLR) foi diferente entre os sistemas. Os valores médios de TLR da macroparcela com baixa fitomassa foi de 105 minutos, sem escarificação, e de 121 minutos, com escarificação. Para a maior quantidade de fitomassa, esses valores foram maiores, sendo de 125 e 132 minutos, para as áreas sem e com escarificação, respectivamente, demonstrando que o menor tempo de resposta é para o tratamento NT_{noCr}, reforçando a sua baixa capacidade em controlar a formação do escoamento superficial. Em oposto, o maior retardo foi no tratamento CH+NT_{cr}.

Figura 61 – Comportamento das variáveis de *Time Lag* para o conjunto de eventos monitorados nas macroparcelas



Onde: TLR: Tempo entre início da chuva até início da Q; TLP: Tempo entre início da chuva até Q_{peak} ; TR: Tempo entre início do escoam até Q_{peak} ; Tc: Tempo entre fim da chuva até fim da Q.

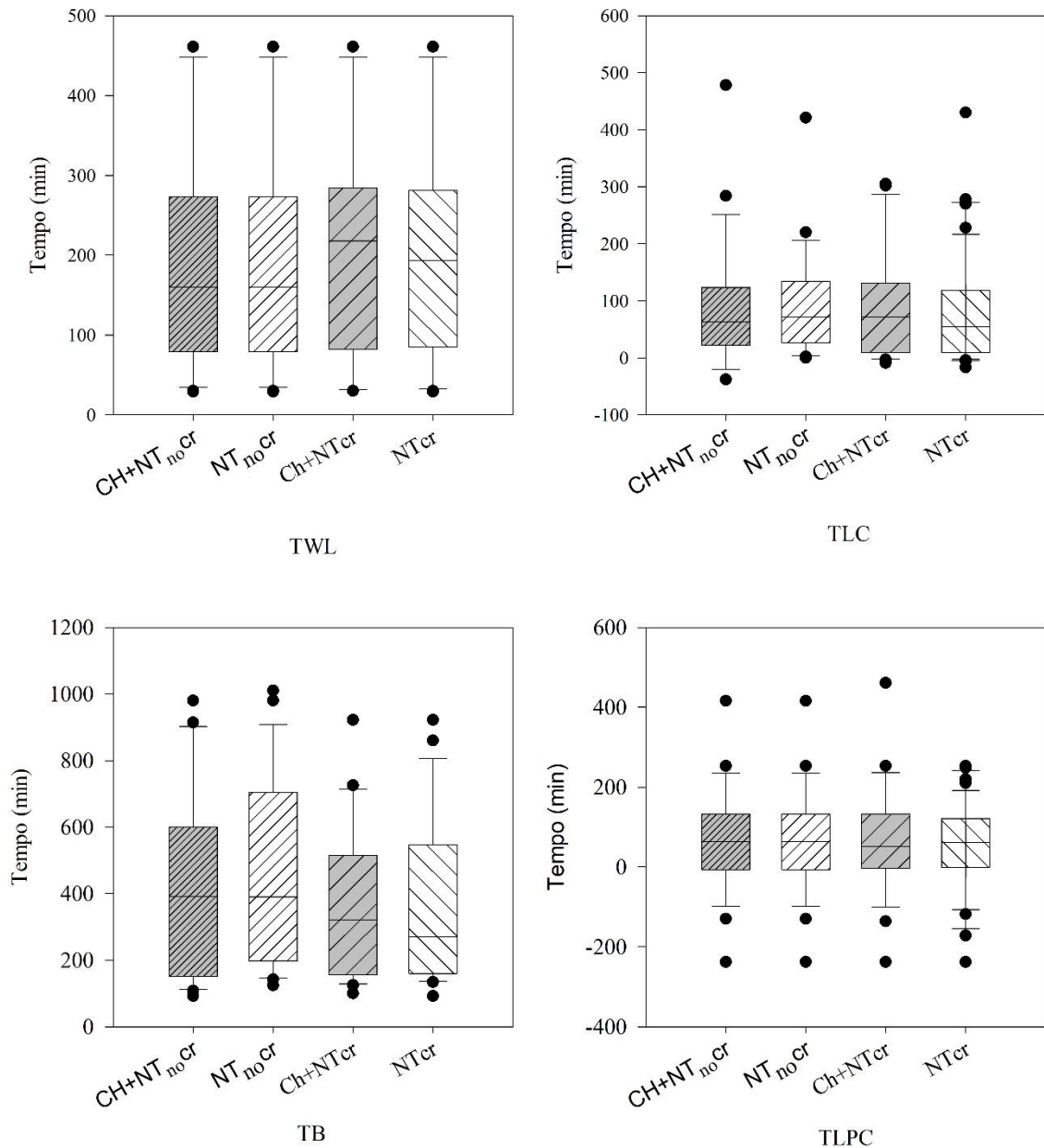
Fonte: Elaborada pela autora.

O tempo entre o início da chuva até a Q_{peak} (TLP) foi semelhante entre todos os quatro sistemas, sendo de 260 minutos, em média. O tempo entre início do escoamento até Q_{peak} (TR) foi menor na NTcr, sendo de 108 minutos. Apesar da maior adição de fitomassa, que proporciona um atraso ao início do escoamento superficial, a sua propagação é rápida pela superfície, e o tempo até a Q_{peak} é aproximadamente igual entre os quatro tratamentos. Isso representa que adoção do manejo de planta e de solo não é suficiente para retardar o TLP, principalmente para chuvas de maior magnitude.

O tempo entre o fim da chuva e o fim da vazão (T_c) é a variável de tempo que teve a maior variação entre os sistemas. O maior intervalo de tempo foi observado no NT_{no}cr; quando adotada a escarificação, ocorreu uma redução no tempo. Porém, para os tratamentos com maior adição de fitomassa e escarificação, esse período é menor, demonstrando que o escoamento cessa quase junto ao fim da chuva.

O tempo do início da chuva ao centro de massa do hietograma (TWL) (Figura 62) e o tempo entre o centro de massa (TLC) (Figura 62) foram, em média, semelhantes entre os sistemas. O tempo de duração do escoamento superficial (TB) (Figura 62) não teve grande variabilidade entre os sistemas, sendo os maiores tempos médios de 447 e de 400 minutos observados, respectivamente, no NT_{no}cr e no CH+NT_{no}cr. Para o CH+NTcr e o NTcr, os valores médios foram de 367 e 362 minutos, entretanto a rotação de cultura com escarificação proporcionou uma menor perda de água em relação ao sistema de manejo simplificado com baixa adição de fitomassa, mesmo que os tempos tenham sido similares. O tempo entre o centro de massa da chuva e Q_{peak} (TLPC) (Figura 62) teve maiores variações entre os sistemas, demonstrando a pior condição para o NT_{no}cr. Já para os tratamentos com melhores condições de manejo de plantas, o período de tempo é reduzido, o que demonstra que a utilização de plantas de cobertura proporciona maior fricção ao escoamento superficial, porém não é suficiente para controlar as perdas de água. As diferentes variáveis de retardo tiveram comportamento semelhante entre as macroparcelas. As práticas de manejo atualmente realizadas no plantio direto não são suficientes para controlar o escoamento superficial. A escarificação e o incremento de fitomassa afetaram algumas das variáveis e parâmetros (vazão máxima, produção de sedimentos, Ia e CN), principalmente em eventos de pequena a média magnitude, mas tiveram pouca eficiência para os eventos maiores.

Figura 62 – Comportamento das variáveis de *Time Lag* para o conjunto de eventos monitorados nas macroparcelas



Onde: TWL: Tempo do início da chuva ao centro de massa do hietograma; TLC: Tempo entre os centros de massa; TB: Tempo do escoamento; TLPC: Tempo entre o centro de massa da chuva e Q_{peak} .

Fonte: Elaborada pela autora.

Como os efeitos positivos do incremento de fitomassa e da rotação de são insuficientes para eventos de chuva de alta magnitude é necessário práticas mecânicas de controle de escoamento. Além disso, a forma dos hidrogramas evidencia uma condição de superfície que

favorece a rápida resposta no escoamento superficial, indicando uma baixa capacidade de retenção e amortização do escoamento superficial pelo manejo agrícola atualmente utilizado.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este trabalho teve como foco o monitoramento hidrológico e erosivo na escala de encostas agrícolas e bacias de ordem zero onde foram avaliados os efeitos do manejo de solo, de planta e de água. O monitoramento abrangeu um conjunto amplo de eventos sob diferentes condições climáticas e de superfície. Isso proporcionou a quantificação das respostas mostrando a importância no aprimoramento do manejo da água por intermédio do “disciplinamento” do escoamento superficial e, conseqüentemente, no controle dos processos erosivos.

Os resultados na bacia sem terraço apresentaram elevada perda de água e rápida resposta hidrológica, demonstrando uma baixa capacidade de infiltração da água e de fricção ao escoamento superficial. A adoção dos terraços reduziu as perdas de água evidenciando a importância da retomada do terraceamento em encostas agrícolas para interromper o escoamento superficial. Somadas ao manejo de água, outras práticas de manejo de solo e de planta precisam ser associadas para melhorar a estrutura do solo e a taxa de infiltração.

O manejo de solo e de planta adotado nas macroparcelsas não se mostrou suficiente para controlar as perdas de água em eventos de média e alta magnitude. O manejo de planta (plantio direto + alta adição de fitomassa) promoveu uma redução nas perdas de solo em relação aos outros tratamentos avaliados, reforçando a importância da manutenção permanente da cobertura do solo. A escarificação (CH) reduziu as perdas de água em comparação na condição de baixa adição de fitomassa, mas a sua adoção promoveu um aumento na concentração de sedimento em suspensão em relação à NTcr. Os tratamentos apresentam tempos de resposta aos picos de chuva parecidos, porém os tratamentos com NTcr ocasionaram uma redução na Q_{peak} . O tempo entre o início da chuva até a Q_{peak} foi semelhante entre os tratamentos, apenas ocorreu retardo no início do escoamento superficial para os tratamentos com NTcr.

Os parâmetros hidrológicos estimados expressam a alta magnitude das perdas, demonstrando que apenas o disciplinamento com terraços foi suficiente no escoamento superficial. Também ficou claro a importância de projetos de monitoramento para a definição desses parâmetros para a utilização da modelagem matemática. A adoção associada das práticas de manejo de solo, planta e água deve continuar sendo analisada, para a retomada dos princípios da agricultura conservacionista e o melhor desempenho do plantio direto. Além dos cuidados com o manejo de planta, de solo e de água, é preciso considerar a importância do relevo, que controla fortemente a propagação do escoamento superficial.

7 CONCLUSÕES

As principais conclusões desse trabalho foram:

O plantio direto não é suficiente para controlar o escoamento superficial e os processos erosivos. A adoção do manejo de água (controle do escoamento) na bacia com terraço reduziu as perdas de água em 56% e de solo em 70%.

O manejo de planta (maior adição de fitomassa) é mais eficiente no controle das perdas de solo em relação ao manejo de solo (escarificação). O manejo de planta (maior adição de fitomassa) não é suficiente para controlar o escoamento superficial em eventos de média e alta magnitude de chuva, demonstrando a necessidade do manejo da água para essas condições.

Estudos de monitoramento na escala de encosta e de bacias possibilitaram a estimativa de parâmetros necessários à quantificação da infiltração (I_a) e do escoamento superficial (CN , C , Q_{peak} e Q_u) importantes para o dimensionamento de práticas conservacionistas.

8 RECOMENDAÇÕES FINAIS

Primeiramente, pretende-se relatar o que foi aprendido com a condução do experimento durante o período de 2014 a 2018, por meio do monitoramento hidrológico e sedimentológico nas duas escalas de estudo: bacias de ordem zero e macroparcela em condição de chuva natural.

Pode-se destacar:

1. O principal ponto positivo foi a resposta rápida das escalas às perdas de água e de solo na condição de chuva natural, comprovando a eficiência do desenho experimental.
2. As escalas respondem de maneira imediata ao aumento da intensidade da chuva, por isso, recomenda-se chegar antes do início da chuva para que o monitoramento compreenda a ascensão e recessão do hidrograma e sedimentograma.
3. A importância do acompanhamento a campo dos eventos de chuva, no entendimento do comportamento das encostas às diferentes condições de chuva e cobertura do solo.
4. Os eventos de chuva-vazão-sedimento apresentam um comportamento distinto na escala espacial e temporal, por isso a importância do monitoramento do maior número de eventos possíveis. Além disso, a aquisição de dados hidrológicos e sedimentológicos representativo é dependente de uma ampla faixa de condições climáticas que dependerá de muito tempo de monitoramento.
5. O acúmulo de sedimento no vertedouro, durante alguns eventos, pode obstruir o fluxo da água e intervir na medição do nível. Por isso, recomenda-se a limpeza durante o evento (Apêndice A).
6. A utilização do turbidímetro deve ser utilizado com muito cuidado e intenso procedimento de calibração e limpeza. O linígrafo deve ser de elevada discretização para capturar as pequenas variações, apresentando uma ótima correlação entre o nível observado *versus* medido.
7. O fracionamento do escoamento superficial, por meio de divisores Geib, e a condução para reservatórios não refletiram o volume real perdido de água observado, devido à obstrução do fluxo de água por restos culturais e à propagação da lâmina de água pelo canal tranquilizador.

8. A longa série de dados quantificados nessas escalas de estudo pode conduzir à determinação de novas tabelas para espaçamento de terraços, somada à estimativa de parâmetros hidráulicos para as condições brasileiras.

O desenvolvimento deste estudo proporcionou não apenas encontrar respostas à questões científicas, mas também a divulgação técnica dos resultados para estudantes, técnicos, extensionistas, agricultores rurais e à comunidade em geral. Trabalho esse de extrema importância que não foi apresentado nesse documento. A pesquisa básica e experimental em monitoramento hidrológico é fundamental para ajudar na busca de respostas aos problemas atuais da erosão. Infelizmente, são raros os estudos de monitoramento conduzidos nessa escala para dar suporte ao desenvolvimento de novas alternativas de manejo de solo, planta e água em sistemas agrícolas, investigando o seu comportamento considerando a escala real da paisagem e variabilidade temporal das chuvas.

Assim, esperamos que esse trabalho de monitoramento estimule outros estudos para o desenvolvimento agrícola com novas estratégias de práticas conservacionistas que melhor se adaptam ao desenvolvimento de uma agricultura conservacionista focada nos seus princípios e que atendam os anseios dos agricultores bem como o bem estar da sociedade que depende das funções hidrológicas dos solos.

REFERÊNCIAS

- AJMAL, M. et al. Investigation of SCS-CN and its inspired modified models for runoff estimation in South Korean watersheds. **Journal of Hydro-Environment Research**, v. 9, n. 4, p. 592–603, 2015.
- AKSOY, H.; KAVVAS, M. L. A review of hillslope and watershed scale erosion and sediment transport models. v. 64, p. 247–271, 2005.
- ALAOUI, A. et al. Does soil compaction increase floods A review. **Journal of Hydrology**, v. 557, p. 631–642, 2018.
- ALEXANDRATOS., N.; BRUINSMA, J. World agriculture towards 2030/2050: the 2012 revision Global Perspective Studies Team FAO Agricultural Development Economics Division. **Agricultural Development Economics (ESA) The Food and Agriculture Organization of the United Nations Viale delle Terme di Caracalla 00153 Rome, Italy**, n. Query date: 2017-11-06, 2012.
- ALMAGRO, A. et al. Projected climate change impacts in rainfall erosivity over Brazil. **Scientific Reports**, v. 7, n. 1, p. 1–12, 2017.
- ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.
- ARNÁEZ, J. et al. Effects of farming terraces on hydrological and geomorphological processes. A review. **Catena**, v. 128, p. 122–134, 2015a.
- ARNÁEZ, J. et al. Effects of farming terraces on hydrological and geomorphological processes. A review. **Catena**, v. 128, p. 122–134, 2015b.
- BARROS, C. A. P. DE et al. Description of hydrological and erosion processes determined by applying the LISEM model in a rural catchment in southern Brazil. **Journal of Soils and Sediments**, v. 14, n. 7, 2014.
- BASCHE, A. Turning Soils into Sponges: How Farmers Can Fight Floods and Droughts. p. 18 pp., 2017.
- BATTIATO, A.; ALAOUI, A.; DISERENS, E. Impact of Normal and Shear Stresses Due to Wheel Slip on Hydrological Properties of an Agricultural Clay Loam: Experimental and New Computerized Approach. **Journal of Agricultural Science**, v. 7, n. 4, p. 1–19, 2015.
- BAZZANO, M. G. P.; ELTZ, F. L. F.; CASSOL, E. A. Erosivity and hydrological characteristics of rainfalls in Rio Grande (RS, Brazil) [Erosividade e características hidrológicas das chuvas de Rio Grande (RS)]. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 1, p. 235–244, 2010.
- BELLIN, N. et al. Abandonment of soil and water conservation structures in Mediterranean ecosystems. A case study from south east Spain. **Catena**, v. 76, n. 2, p. 114–121, 2009.
- 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, set. 1997.
- BERTOL, O. O. J. et al. Nutrient losses by surface runoff in no-till system soil under mineral and organic fertilization. **Ciência Rural**, v. 41, n. 11, p. 1914–1920, 2011.
- BERTONI, J. ; LOMBARDI NETO, F. Conservação do solo. v. 5. ed. São, p. 355, 1994.
- BONUMÁ, N. B. et al. Simulating landscape sediment transport capacity by using a modified SWAT model. **Journal of Environmental Quality**, v. 43, n. 1, 2014.
- BOWES, M. J. et al. Phosphorus-discharge hysteresis during storm events along a river catchment: The River

- Swale, UK. **Water Research**, v. 39, n. 5, p. 751–762, 2005.
- BRACKEN, L. J. et al. Sediment connectivity: A framework for understanding sediment transfer at multiple scales. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 40, n. 2, p. 177–188, 2015.
- BUSSCHER, W. J.; BAUER, P. J.; FREDERICK, J. R. Recompaction of a coastal loamy sand after deep tillage as a function of subsequent cumulative rainfall. **Soil and Tillage Research**, v. 68, n. 1, p. 49–57, 2002.
- CAI, X.; ROSEGRANT, M. W. World Water Productivity: Current Situation and Future Options. **Water Productivity in Agriculture: Limits and Opportunities for Improvement**, p. 163–178, 2003.
- CALONEGO, J. C. et al. Soil compaction management and soybean yields with cover crops under no-till and occasional chiseling. **European Journal of Agronomy**, v. 85, p. 31–37, 2017a.
- CALONEGO, J. C. et al. Soil compaction management and soybean yields with cover crops under no-till and occasional chiseling. **European Journal of Agronomy**, v. 85, p. 31–37, 2017b.
- CASSOL, E. A. et al. Erosividade e padrões hidrológicos das chuvas de Ijuí (RS) no período de 1963 a 1993. Erosivity and hydrological patterns of Ijuí (RS , Brazil) rainfalls in the period of 1963 to 1993. n. August, p. 220–231, 2007.
- CASTRO, G. S. A.; CALONEGO, J. C.; CRUSCIOL, C. A. C. Soil physical properties in crop rotation systems as affected by liming materials | Propriedades físicas do solo em sistemas de rotação de culturas conforme o uso de corretivos da acidez. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 46, n. 12, p. 1690–1698, 2011.
- CASTRO, L. G.; COGO, N. P.; DA SILVA VOLK, L. B. Alterações na rugosidade superficial do solo pelo preparo e pela chuva e sua relação com a erosão hídrica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, n. 2, p. 339–352, 2006.
- CASTRO, L. G.; COGO, N. P.; VOLK, L. B. DA S. Alterações na rugosidade superficial do solo pelo preparo e pela chuva e sua relação com a erosão hídrica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, n. 2, p. 339–352, abr. 2006.
- CASTRO, N. M. AS PRECIPITAÇÕES NA REGIÃO DE CRUZ ALTA E IJUÍ (RS-BRASIL). **Journal of Chemical Information and Modeling**, v. 53, n. 9, p. 1689–1699, 1992.
- CAVIGLIONE, J. H. et al. Espaçamento entre terraços em plantio direto. **Boletim Técnico IAPAR**, v. 1, n. 1, p. 59 P., 2010.
- CERDAN, O. et al. Rill erosion on cultivated hillslopes during two extreme rainfall events in Normandy , France. v. 67, 2002.
- CHEVALLIER, P. As precipitações na região de Cruz Alta e Ijuí RS - Brasi. 1991.
- COLLISCHONN, W. et al. Hydraulic causes for basin hydrograph skewness. **Water Resource Research**, p. 1–16, 2017.
- Companhia Nacional de Abastecimento (CONAB)**. Disponível em:
<<http://www.conab.gov.br/conteudos.phpa=1253&t=> (acessado em 08/03/2017)>.
- DE BARROS, C. A. P. et al. Estimativa da infiltração de água no solo na escala de bacia hidrográfica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, n. 2, p. 557–564, abr. 2014.
- DE ROO, A. P. J.; JETTEN, V. G. Calibrating and validating the LISEM model for two data sets from the Netherlands and South Africa. **Catena**, v. 37, n. 3–4, p. 477–493, 1999.
- DELGADO, J. A. et al. Conservation practices to mitigate and adapt to climate change. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 66, n. 4, p. 118A-129A, 2011.

- DERPSCH, R. et al. Current status of adoption of no-till farming in the world and some of its main benefits. **International Journal of Agricultural and Biological Engineering**, v. 3, n. 1, p. 1–25, 2010.
- DEUSCHLE, D. Controle do escoamento superficial e das perdas de solo em sistema plantio direto na escala de lavoura. **Dissertação de Mestrado. Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo**, p. 84, 2016.
- DEUSCHLE, D. et al. Erosion and hydrological response in no-tillage subjected to crop rotation intensification in southern Brazil. **Geoderma**, v. 340, n. January, p. 157–163, 2019.
- 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.; MINELLA, J. P. G.; MERTEN, G. H. Quantifying soil erosion and sediment yield in a catchment in southern Brazil and implications for land conservation. **Journal of Soils and Sediments**, v. 15, n. 11, p. 2334–2346, 2015.
- DINGMAN, S. L. **Physical hydrology**. [s.l.: s.n.]. v. 2 ed
- DONAT, M. G. et al. Updated analyses of temperature and precipitation extreme indices since the beginning of the twentieth century: The HadEX2 dataset. **Journal of Geophysical Research Atmospheres**, v. 118, n. 5, p. 2098–2118, 2013.
- DORES, E. F. G. C. et al. Pesticide levels in ground and surface waters of primavera do Leste Region, Mato Grosso, Brazil. **Journal of Chromatographic Science**, v. 46, n. 7, p. 585–590, 2008.
- DRESCHER, M. S. et al. Persistência do efeito de intervenções mecânicas para a descompactação de solos sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 35, n. 5, p. 1713–1722, 2011.
- DRESCHER, M. S. et al. Duração das alterações em propriedades físico-hídricas de Latossolo argiloso decorrentes da escarificação mecânica. **Pesquisa Agropecuaria Brasileira**, v. 51, n. 2, p. 159–168, 2016.
- DUVERT, C. et al. Drivers of erosion and suspended sediment transport in three headwater catchments of the Mexican Central Highlands. **Geomorphology**, v. 123, n. 3–4, p. 243–256, 2010.
- EDER, A. et al. Comparative calculation of suspended sediment loads with respect to hysteresis effects (in the Petzenkirchen catchment, Austria). **Journal of Hydrology**, v. 389, n. 1–2, p. 168–176, 2010.
- ELTZ, F. L. F.; REICHERT, J. M.; CASSOL, E. A. **Período de retorno de chuvas em Santa Maria, RSR. Bras. Ci. Solo**, 1992.
- EXTERKOETTER, R. et al. Potential of terracing to reduce glyphosate and AMPA surface runoff on Latosol. **Journal of Soils and Sediments**, p. 1–11, 2019.
- Federação Brasileira de Plantio Direto na Palha (FEBRAPDP).**
- FRIEDRICH, T.; DERPSCH, R.; KASSAM, A. Overview of the Global Spread of Conservation Agriculture. n. 6, p. 0–7, 2012a.
- FRIEDRICH, T.; DERPSCH, R.; KASSAM, A. Global spread of Conservation Agriculture. **International Journal of Environmental Studies**, n. December 2012, 2012b.
- GRIEBELER, N. P.; CARVALHO, D. F.; MATOS, A. T. 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. 130A–133A, 2015.
- HAMMAD, A. H. A.; BØRRESEN, T.; HAUGEN, L. E. Effects of rain characteristics and terracing on runoff

- and erosion under the Mediterranean. **Soil and Tillage Research**, v. 87, n. 1, p. 39–47, 2006.
- HANCOCK, G. J. et al. Use of fallout tracers ⁷Be, ²¹⁰Pb and ¹³⁷Cs to distinguish the form of sub-surface soil erosion delivering sediment to rivers in large catchments. **Hydrological Processes**, v. 28, n. 12, p. 3855–3874, 2014.
- HAWKINS, R. H. et al. **Curve number hydrology : state of the practice**. [s.l.] American Society of Civil Engineers, 2009.
- HAYNES, M. A.; MCLAUGHLIN, R. A.; HEITMAN, J. L. Comparison of Methods to Remediate Compacted Soils for Infiltration and Vegetative Establishment. **Open Journal of Soil Science**, v. 3, n. September, p. 225–234, 2013.
- HRISSANTHOU, V. Estimate of sediment yield in a basin without sediment data. **Catena**, v. 64, n. 2–3, p. 333–347, 2005.
- HUANG, M. B.; GALLICHAND, J.; ZHANG, P. C. Runoff and sediment responses to conservation practices: Loess plateau of china. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 39, n. 5, p. 1197–1207, 2003.
- HUSSEIN, M. H.; AMIEN, I. M.; KARIEM, T. H. Designing terraces for the rainfed farming region in Iraq using the RUSLE and hydraulic principles. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 4, n. 1, p. 39–44, 2016.
- INDORIA, A. K. et al. Conservation agriculture – a panacea to improve soil physical health. **Current Science**, v. 112, n. 1, 2017.
- IPCC. Summary for Policymakers. **Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**, p. 33, 2013.
- JANSSON, M. B. Determining sediment source areas in a tropical river basin, Costa Rica. **Catena**, v. 47, n. 1, p. 63–84, 2002.
- JUNIOR, L. C. G. DO V.; RODRIGUES, D. B. B.; OLIVEIRA, P. T. S. DE. Initial abstraction ratio and Curve Number estimation using rainfall and runoff data from a tropical watershed. **Rbrh**, v. 24, n. 0, 2019.
- JUNIOR, R. C.; ARAUJO, A. G.; LLANILLO, R. F. **No-till agriculture in southern Brazil: Factors that facilitated the evolution of the system and the development of the mechanization of conservation farming**. [s.l.: s.n.].
- KARLEN, D. L. et al. Is No-Tillage Enough A Field-Scale Watershed Assessment of Conservation Effects. **Electronic Journal of Integrative Biosciences**, v. 7, n. 2, p. 1–24, 2009.
- KASSAM, A. et al. International Journal of Agricultural Sustainability The spread of Conservation Agriculture : justification , sustainability and uptake The spread of Conservation Agriculture : justification , sustainability and uptake 1. n. October 2013, p. 37–41, 2009.
- KASSAM, A.; DERPSCH, R.; FRIEDRICH, T. Global achievements in soil and water conservation: The case of Conservation Agriculture. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 2, n. 1, p. 5–13, 2014.
- KING, K. W. et al. Validation of paired watersheds for assessing conservation practices in the Upper Big Walnut Creek watershed, Ohio. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 63, n. 6, p. 380–395, 2008.
- KONDOLF, G. M. et al. Sustainable sediment management in reservoirs and regulated rivers: Experiences from five continents. **Earth's Future**, v. 2, n. 5, p. 256–280, 2014.

- KOVÁŘ, P. et al. Use of terraces to mitigate the impacts of overland flow and erosion on a catchment. **Plant, Soil and Environment**, v. 62, n. 4, p. 171–177, 2016.
- KUROTHE, R. S. et al. Effect of tillage and cropping systems on runoff, soil loss and crop yields under semiarid rainfed agriculture in India. **Soil and Tillage Research**, v. 140, p. 126–134, 2014.
- LAL, R. Managing soil water to improve rainfed agriculture in India. **Journal of Sustainable Agriculture**, v. 32, n. 1, p. 51–75, 2008.
- LAL, R. et al. Adapting agriculture to drought and extreme events. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 67, n. 6, p. 162A-166A, 2012.
- LAL, R. Sequestering carbon and increasing productivity by conservation agriculture. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 70, n. 3, p. 55A-62A, 2015.
- LANE, L. J.; HERNANDEZ, M.; NICHOLS, M. Processes controlling sediment yield from watersheds as functions of spatial scale. **Environmental Modelling and Software**, v. 12, n. 4, p. 355–369, 1997.
- LÂNGARO, N. C.; CARVALHO, I. Q. DE. Indicações técnicas para a cultura da aveia. **Universidade de Passo Fundo**, 2014.
- LASANTA, T. et al. Marginal lands and erosion in terraced fields in the Mediterranean mountains: A case study in the Camero Viejo (northwestern Iberian System, Spain). **Mountain Research and Development**, v. 21, n. 1, p. 69–76, 2001.
- LAURENT, F. et al. La diffusion du semis direct au Brésil, diversité des pratiques et logiques territoriales : l'exemple de la région d'Itaipu au Paraná. **Confins. Revue franco-brésilienne de géographie / Revista franco-brasilera de geografia**, n. 12, 2011.
- LAWLER, D. M. et al. Turbidity dynamics during spring storm events in an urban headwater river system: The Upper Tame, West Midlands, UK. **Science of the Total Environment**, v. 360, n. 1–3, p. 109–126, 2006.
- LONDERO, A. L. Perdas de água e sedimento de bacias pareadas de ordem zero sob plantio direto com e sem terraço. **Dissertação de Mestrado. Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo.**, p. 156, 2015.
- 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**, n. 2009, p. 1–17, 2017.
- MARENGO, J. A. Water and Climate Change. **Estudos Avançados**, v. 22, n. 63, p. 83–96, 2008.
- MCCUEN, R. H. Uncertainty Analyses of Watershed Time Parameters. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 14, n. 5, p. 490–498, 2009.
- MCGUIRE, K. J. et al. The role of topography on catchment-scale water residence time. **Water Resources Research**, v. 41, n. 5, p. 1–14, 2005.
- MCNEILL, K. et al. Food and water security: Analysis of integrated modeling platforms. **Agricultural Water Management**, v. 194, p. 100–112, 2017.
- MENDES, C. A. R. Erosão Superficial Em Encosta Íngreme Sob Cultivo Perene E Com Pousio No Município De Bom Jardim - Rj. p. 1–237, 2006.
- MERTEN, G. H. et al. No-till surface runoff and soil losses in southern Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 152, p. 85–93, 2015a.
- MERTEN, G. H. et al. No-till surface runoff and soil losses in southern Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 152, p. 85–93, 2015b.
- MEYBECK, M. et al. Global variability of daily total suspended solids and their fluxes in rivers. **Global and**

- Planetary Change**, v. 39, n. 1–2, p. 65–93, 2003.
- MICHAILIDI, E. M. et al. Timing the time of concentration: shedding light on a paradox. **Hydrological Sciences Journal**, v. 63, n. 5, p. 721–740, 2018.
- MINELLA, J. P. G.; MERTEN, G. H. Índices topográficos aplicados à modelagem agrícola e ambiental Topographic indexes applied to agricultural and environmental modelling. p. 1575–1582, 2012.
- MINELLA, J. P. G.; 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.
- MISHRA, S. K. et al. SCS-CN-based modeling of sediment yield. **Journal of Hydrology**, v. 324, n. 1–4, p. 301–322, 2006.
- MOORE, I. D.; BURCH, G. J.; MACKENZIE, D. H. Topographic Effects on the Distribution of Surface Soil Water and the Location of Ephemeral Gullies. **Transactions of the American Society of Agricultural Engineers**, v. 31, n. 4, p. 1098–1107, 1988.
- MORGAN, R. P. C. et al. the European Soil Erosion Model (Eurosem): a Dynamic Approach for Predicting Sediment Transport From. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 23, p. 527–544, 1998.
- NADAL-ROMERO, E.; PEÑA-ANGULO; DHAIS REGÜÉS, D. Rainfall, run-off, and sediment transport dynamics in a humid mountain badland area: Long-term results from a small catchment. **Hydrological Processes**, v. 32, n. 11, p. 1588–1606, 2018.
- NEARING, M. A. et al. Modeling response of soil erosion and runoff to changes in precipitation and cover. **Catena**, v. 61, n. 2- 3 SPEC. ISS., p. 131–154, 2005.
- NEGUSSIE H. TEDELA; STEVEN C. MCCUTCHEON, P.E., M. A. et al. Hydrological Response of Sloping Farmlands with Different Rock Fragment Covers in the Purple Soil Area of China. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 18, n. April, p. 446–456, 2013.
- NICOLOSO, R. DA S. et al. Eficiência Da Escarificação Mecânica E Biológica Na Melhoria Dos Atributos Físicos De Um Latossolo Muito Argiloso E No Incremento Do. n. 5, p. 1723–1734, 2008.
- NRCS, N. R. C. S. Hydrologic Soil-Cover Complexes. v. Part 630 H, n. July 2004, 2004.
- OLIVEIRA, A. C. B. DE; ROSA, A. P. S. A. DA. Indicações Técnicas para a Cultura da Soja no Rio Grande do Sul e em Santa Catarina, safras 2014/2015 e 2015/2016. 2016.
- OLIVEIRA, P. T. S. et al. Curve number estimation from Brazilian Cerrado rainfall and runoff data. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 71, n. 5, p. 420–429, 2016.
- OLSON, K. R. et al. Soil ecosystem services and intensified cropping systems. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 72, n. 3, p. 64A-69A, 2017.
- OOST, K. VAN; GOVERS, G.; DESMET, P. Costs of secondary parasitism in the facultative hyperparasitoid *Pachycrepoideus dubius*: Does host size matter **Entomologia Experimentalis et Applicata**, v. 103, n. 3, p. 239–248, 2000.
- PFISTER, S. et al. Projected water consumption in future global agriculture: Scenarios and related impacts. **Science of the Total Environment**, v. 409, n. 20, p. 4206–4216, 2011.
- PIMENTEL, D. et al. Environmental and Economic Costs of Soil Erosion and Conservation. **Science**, v. 267, n. 5201, p. 1117- 1123., 1995.
- PIMENTEL, D. Soil erosion: A food and environmental threat. **Environment, Development and**

Sustainability, v. 8, n. 1, p. 119–137, 2006.

PITTELKOW, C. M. et al. Productivity limits and potentials of the principles of conservation agriculture.

Nature, v. 517, n. 7534, p. 365–368, 2015a.

PITTELKOW, C. M. et al. When does no-till yield more A global meta-analysis. **Field Crops Research**, v. 183, p. 156–168, 2015b.

PORTELA, J. C. et al. Hidrogramas e sedimentogramas associados à erosão hídrica em solo cultivado com diferentes sequências culturais, com diferentes condições físicas na superfície. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 1, p. 225–240, 2011.

POSTHUMUS, H.; DE GRAAFF, J. Cost-benefit analysis of bench terraces, a case study in Peru. **Land Degradation and Development**, v. 16, n. 1, p. 1–11, 2005.

POSTHUMUS, H.; STROOSNIJDER, L. To terrace or not: The short-term impact of bench terraces on soil properties and crop response in the Peruvian Andes. **Environment, Development and Sustainability**, v. 12, n. 2, p. 263–276, 2010.

PRUSKI, F. . **Conservação do solo e água: práticas mecânicas para o controle da erosão hídrica**. [s.l.] UFV, 2009.

PRUSKI, F. F.; GRIEBELER, N. P.; SILVA, D. D. DA. Comparação entre dois métodos para a determinação do volume de escoamento superficial. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 25, n. 2, p. 403–410, 2001.

RASHID, M. et al. The effectiveness of soil and water conservation terrace structures for improvement of crops and soil productivity in rainfed terraced system. **Pakistan Journal of Agricultural Sciences**, v. 53, n. 1, p. 241–248, 2016.

RATTALINO EDREIRA, J. I. et al. Assessing causes of yield gaps in agricultural areas with diversity in climate and soils. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 247, n. July, p. 170–180, 2017.

REICOSKY, D. C. Conservation tillage is not conservation agriculture. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 70, n. 5, p. 103A-108A, 2015.

RINALDO, A. et al. Can One Gauge the Shape of a Basin **Water Resources Research**, v. 31, n. 4, p. 1119–1127, 1995.

ROCKSTRÖM, J. et al. Future water availability for global food production: The potential of green water for increasing resilience to global change. **Water Resources Research**, v. 45, n. 7, p. 1–16, 2009.

ROCKSTRÖM, J. et al. Managing water in rainfed agriculture-The need for a paradigm shift. **Agricultural Water Management**, v. 97, n. 4, p. 543–550, 2010.

ROSE, C. W. **Infiltration at the field scale In An Introduction to the Environmental Physics of Soil, Water and Watersheds**. [s.l: s.n.].

SANTOS, H. G. DOS et al. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 5. ed., rev. ampl. Brasília, DF : Embrapa, 2013.

SASAL, M. C.; CASTIGLIONI, M. G.; WILSON, M. G. Effect of crop sequences on soil properties and runoff on natural-rainfall erosion plots under no tillage. **Soil and Tillage Research**, v. 108, n. 1–2, p. 24–29, 2010.

SCHAFER, M. J. et al. Erosão em entressulcos em diferentes preparos e estados de consolidação do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, n. 1, p. 431–441, 2001.

SHIELDS, F. D. et al. The stream channel incision syndrome and water quality. **Ecological Engineering**, v. 36, n. 1, p. 78–90, 2010.

- 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. **Geological Survey Open-File Report 2005-1230**, n. Geol Surv Open-File Rep 2005-1230, p. 35, 2005.
- SIDLE, R. C. Discovery of zero - order basins as an important link for progress in hydrogeomorphology. n. July, p. 3059–3065, 2018.
- SOLYOM, P. B.; TUCKER, G. E. Effect of limited storm duration on landscape evolution, drainage basin geometry, and hydrograph shapes. **Journal of Geophysical Research**, v. 109, n. F3, 2004.
- STEEGEN, A. et al. Sediment export by water from an agricultural catchment in the Loam Belt of central Belgium. **Geomorphology**, v. 33, n. 1–2, p. 25–36, 2000.
- TAROLLI, P.; PRETI, F.; ROMANO, N. Terraced landscapes: From an old best practice to a potential hazard for soil degradation due to land abandonment. **Anthropocene**, v. 6, p. 10–25, 2014.
- TIECHER, T. et al. Quantifying land use contributions to suspended sediment in a large cultivated catchment of Southern Brazil (Guaporé River, Rio Grande do Sul). **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 237, n. January, p. 95–108, 2017a.
- TIECHER, T. et al. Quantifying land use contributions to suspended sediment in a large cultivated catchment of Southern Brazil (Guaporé River, Rio Grande do Sul). **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 237, n. January, p. 95–108, 2017b.
- TOMER, M. D.; MEEK, D. W.; KRAMER, L. A. Agricultural practices influence flow regimes of headwater streams in western Iowa. **Journal of environmental quality**, v. 34, n. 5, p. 1547–58, 2005.
- VALLE JUNIOR, L. C. G. DO; RODRIGUES, D. B. B.; OLIVEIRA, P. T. S. DE. Initial abstraction ratio and Curve Number estimation using rainfall and runoff data from a tropical watershed. **Rbrh**, v. 24, n. 0, 2019.
- VAN DEN PUTTE, A. et al. Soil functioning and conservation tillage in the Belgian Loam Belt. **Soil and Tillage Research**, v. 122, p. 1–11, 2012a.
- VAN DEN PUTTE, A. et al. Soil functioning and conservation tillage in the Belgian Loam Belt. **Soil and Tillage Research**, v. 122, p. 1–11, 2012b.
- VAN ESBROECK, C. J. et al. Surface and subsurface phosphorus export from agricultural fields during peak flow events over the nongrowing season in regions with cool, temperate climates. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 72, n. 1, p. 65–76, 2017.
- VENTE, J. DE et al. Earth-Science Reviews Predicting soil erosion and sediment yield at regional scales : Where do we stand? **Earth Science Reviews**, v. 127, p. 16–29, 2013a.
- VENTE, J. DE et al. Predicting soil erosion and sediment yield at regional scales: Where do we stand? **Earth-Science Reviews**, v. 127, p. 16–29, 2013b.
- VENTE, J. DE; POESEN, J. Predicting soil erosion and sediment yield at the basin scale: Scale issues and semi-quantitative models. **Earth-Science Reviews**, v. 71, n. 1–2, p. 95–125, 2005.
- VIGLIONE1, A. et al. Attribution of regional flood changes based on scaling fingerprints. -. p. 5322–5340, 2016.
- WESTER, T.; WASKLEWICZ, T.; STALEY, D. Functional and structural connectivity within a recently burned drainage basin. **Geomorphology**, v. 206, p. 362–373, 2014.
- WILLIAMS, G. P. Sediment concentration versus water discharge during single hydrologic events in rivers. **Journal of Hydrology**, v. 111, n. 1–4, p. 89–106, 1989.

WILLIAMS, J. D.; WUEST, S. B.; LONG, D. S. Soil and water conservation in the Pacific Northwest through no-tillage and intensified crop rotations. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 69, n. 6, p. 495–504, 2014.

XIONG, M.; SUN, R.; CHEN, L. Effects of soil conservation techniques on water erosion control: A global analysis. **Science of the Total Environment**, v. 645, n. July, p. 753–760, 2018.

YUAN, Y. et al. Initial abstraction and curve numbers for semiarid watersheds in Southeastern Arizona. **Hydrological Processes**, v. 28, n. 3, p. 774–783, 2014.

ZUAZO, V. H. D. et al. Environmental impact of introducing plant covers in the taluses of terraces: Implications for mitigating agricultural soil erosion and runoff. **Catena**, v. 84, n. 1–2, p. 79–88, 2011.

APÊNDICE A – Fotos registradas durante o monitoramento de eventos

Figura 1 – Evento ocorrido no dia 11/10/2017 na NTC



Fonte: Grupo GIPEHS.

Figura 2 – Evento ocorrido no dia 11/10/2017, visualização do acúmulo de sedimento



Fonte Grupo GIPEHS.

Figura 3 – Evento monitorado no dia 13/08/2017 na NTC, com boa cobertura do solo



Fonte: Grupo GIPEHS.

Figura 4 – Evento monitorado na TC 13/08/2017



Fonte: Grupo GIPEHS.

Figura 5 – Evento monitorado nas macroparcelas no dia 08/10/2015, com cobertura de trigo



Fonte: Grupo GIPEHS.