

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

Douglas Luis Utzig

**PERDAS DE NUTRIENTES ASSOCIADAS AO ESCOAMENTO E
AOS SEDIMENTOS ERODIDOS EM ENCOSTAS SOB PLANTIO
DIRETO**

Santa Maria, RS
2022

Douglas Luis Utzig

**PERDAS DE NUTRIENTES ASSOCIADAS AO ESCOAMENTO E AOS
SEDIMENTOS ERODIDOS EM ENCOSTAS SOB PLANTIO DIRETO**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Ciência do Solo, área de concentração Biodinâmica e Manejo do Solo, da Universidade federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do título de **Mestre em Ciência do Solo**.

Orientador: Prof. Dr. Jean Paolo Gomes Minella

Santa Maria, RS
2022

Douglas Luis Utzig

**PERDAS DE NUTRIENTES ASSOCIADAS AO ESCOAMENTO E AOS
SEDIMENTOS ERODIDOS EM ENCOSTAS SOB PLANTIO DIRETO**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Ciência do Solo, da Universidade federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do título de **Mestre em Ciência do Solo**.

Aprovada em 31 de janeiro de 2022:

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

Douglas Rodrigo Kaiser, Dr. (UFFS)

Cláudia Alessandra Peixoto de Barros, Dra. (UFRGS)

Santa Maria, RS
2022

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

Utzig , Douglas Luis

Perdas de nutrientes associadas ao escoamento e aos sedimentos erodidos em encostas sob plantio direto /Douglas Luis Utzig .- 2022.

60 p.; 30 cm

Orientador: Jean Paolo Gomes Minella

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, RS, 2022

1. Conservação do solo 2. Perda de nutrientes 3. Bacia hidrográfica 4. Fósforo 5. Nitrogênio I. Minella, Jean Paolo Gomes 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, DOUGLAS LUIS UTZIG , para os devidos fins e sob as penas da lei, que a pesquisa constante neste trabalho de conclusão de curso (Dissertação) 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.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, pela vida, saúde e por sempre permitir que pessoas incríveis entrem em minha vida.

Agradeço a Universidade Federal de Santa Maria e ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, pelo ensino público, gratuito e de qualidade.

Agradeço ao professor Dr. Jean P. G. Minella que me orientou nesta jornada, me acolheu no momento onde estava sem orientação, juntamente com o grupo interdisciplinar de pesquisa em erosão e hidrologia de superfície (GIPEHS). A jornada foi mais longa que o habitual, enfrentamos uma pandemia, mas durante este período só tenho a agradecer a todos ensinamentos, palavras de incentivo, conversas sobre a conservação do solo e prestatividade do professor Minella para o desenvolvimento deste trabalho. Tornou-se fonte de inspiração, pela humildade, parceria e comprometimento para com a profissão, sendo um cientista do solo e professor incomparável.

Ao Fábio, Ana, Dinis e demais envolvidos, obrigado pelo trabalho de condução do experimento e coleta de água e sedimentos, possibilitando a existência deste trabalho.

Agradeço em especial a Alice, Fabio e Ana que atuaram ativamente, conjuntamente com o professor, para a elaboração dos gráficos e planilhas, sempre prestativos para dúvidas e sugerir melhorias do texto. Tornaram-se meus grandes amigos.

Aos laboratórios de química do solo da UFRGS, nos nomes dos professores Cláudia e Tales, que analisaram as concentrações dos elementos na água e sedimentos e ao laboratório de microbiologia do solo da UFSM, ao nome do professor Sandro, que realizaram as análises de nitrogênio e carbono.

Ao CAED no nome da Fabiane, que sempre esteve disponível para auxiliar nas questões relacionadas a acessibilidade e adaptação dos materiais, tornando-se uma grande amiga. Também as bolsistas, em especial Cíntia e Suélly, que atenderam a pedidos de ajuda para acessibilidade mesmo fora do horário de trabalho, queridas amigas.

Aos amigos do laboratório de física do solo, pelos almoços, cafés e auxílios. Também ao meu amigo Nestor, meu muito obrigado.

RESUMO

PERDAS DE NUTRIENTES ASSOCIADAS AO ESCOAMENTO E AOS SEDIMENTOS ERODIDOS EM ENCOSTAS SOB PLANTIO DIRETO

AUTOR: Douglas Luis Utzig

ORIENTADOR: Prof. Dr. Jean Paolo Gomes Minella

No Brasil, o plantio direto (PD) é amplamente utilizado na produção de grãos, porém lavouras conduzidas sob PD com baixa adição de fitomassa e sem práticas de controle de escoamento são susceptíveis à degradação, resultando em alto volume de escoamento superficial. Além da perda de água e de solo por erosão, o escoamento transportará elementos químicos como carbono e nutrientes dissolvidos e particulados. Isso representa um aumento de custo de produção e impacto aos recursos hídricos. O objetivo deste estudo foi avaliar o efeito da quantidade de fitomassa, escarificação e terraceamento na perda de nutrientes (NH_4^+ , $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$, N total, P, K, Ca e Mg) associados ao escoamento superficial, sedimentos em suspensão e a determinação de sua presença em depósitos. O estudo foi realizado em área representativa da produção de grãos sob plantio direto na região central do Rio Grande do Sul. O monitoramento hidrológico envolvendo o escoamento superficial e a produção de sedimentos foi realizado de 2014 a 2018, em duas bacias de ordem zero (~2,4 ha) e quatro macroparcelas (~0,6 ha) localizadas na durante eventos de chuva natural. O conjunto de dados inclui 18 eventos nas bacias de ordem zero e 9 eventos nas macroparcelas. Nas bacias foi testado o efeito do terraceamento e nas macroparcelas foram testados os efeitos da escarificação e da quantidade de fitomassa. Os resultados demonstram que há uma ampla variação nas concentrações dos nutrientes no escoamento superficial ou nos sedimentos erodidos independente dos manejos testados. Apesar disso, nota-se claramente que o principal mecanismo de perda de nutrientes é controlado pelo escoamento superficial na sua fração dissolvida durante os eventos de grande magnitude. Os efeitos da maior adição de fitomassa e, especialmente, a presença dos terraços afetam as perdas de nutrientes pelo maior controle do escoamento superficial. As perdas de nutrientes monitoradas indicam o elevado risco de contaminação de águas superficiais pela eutrofização, aumento dos custos de tratamento da água para abastecimento e potencial de contaminação da água com impactos à saúde da população.

Palavras-Chave: CONSERVAÇÃO DO SOLO. PERDA DE NUTRIENTES. BACIA HIDROGRÁFICA. FÓSFORO. NITROGÊNIO.

ABSTRACT

NUTRIENT LOSSES ASSOCIATED WITH RUNOFF AND ERODED SEDIMENTS ON HILLSLOPES UNDER NO-TILLAGE

AUTHOR: Douglas Luis Utzig
ADVISOR: Prof. Dr. Jean Paolo Gomes Minella

No-tillage (NT) is widely used in areas of grain crops in tropical and subtropical regions. However, crops fields under NT with low phytomass addition and without runoff control practices are highly susceptible to degradation, resulting in low infiltration rates and consequently high runoff volumes. In addition to water and sediment loss, runoff will determine the transfer of dissolved and particulate chemical elements as nutrients. These could represent an increase in the cost of production and an impact on water resources. The objective of this study was to evaluate the effect of the amount of phytomass, scarification and terracing on the loss of nutrients (NH_4^+ , $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$, N total, P, K, Ca e Mg) associated with runoff, suspended sediments and its determination at deposits. The study was carried out in a representative area of grain production under no tillage in the central region of Rio Grande do Sul. The hydrological monitoring of surface runoff and sediment yield monitoring were conducted for five years in two zero-order basins (~2.4 ha) and four macroplots (~0.6 ha) during natural rainfall events. The dataset includes 18 events in the catchments and 9 events in the macroplots. In the catchments the effect of terracing was tested and in the macroplots the effects of scarification and phytomass amount were tested. The results show that there is a wide variation in nutrient concentrations in both surface runoff and eroded sediments regardless of the land management tested. Nevertheless, it is clearly noted that the main mechanism of nutrient loss is controlled by surface runoff in its dissolved fraction during high magnitude events. The effects of the higher phytomass addition and, especially, the presence of the terraces affect the nutrient losses by the greater control of the surface runoff. The nutrient losses monitored indicate the high risk of contamination of surface waters by eutrophication, increased costs of water treatment for supply and the potential for water contamination with impacts on the health of the population.

Keywords: SOIL CONSERVATION. NUTRIENT LOSSES. CATCHMENT. PHOSPHORUS. NITROGEN.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização da área de estudo.	19
Figura 2. Variação da concentração de nutrientes presentes nas amostras de água.	29
Figura 3. Variação da concentração de nutrientes presentes nas amostras de sedimentos em suspensão.	32
Figura 4. Variação da concentração de nutrientes, C e N nos sedimentos depositados no exutório de cada unidade de monitoramento.	35

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Descrição fisiográfica para cada unidade de monitoramento.	19
Tabela 2. Descrição do manejo de solo e planta para cada unidade de monitoramento.	20
Tabela 3. Manejo de adubação das unidades BCT, BST, M1 e M2.	21
Tabela 4. Quantidade de N, P e K aplicado em cada cultivo das unidades BCT, BST, M1 e M2.	22
Tabela 5. Manejo de adubação das unidades M3 e M4.	23
Tabela 6. Quantidade de N, P e K aplicado em cada cultivo das unidades M3 e M4.	23
Tabela 7. Descrição por evento de chuva da origem dados de concentração por nutrientes nas diferentes componentes do escoamento e nas diferentes unidades de monitoramento.	24
Tabela 8. Nutrientes analisados na água e nos sedimentos.	26
Tabela 9. Perdas de nutrientes na forma dissolvida associadas ao volume de escoamento na bacia com terraço (BCT) e na bacia sem terraço (BST).	37
Tabela 10. Perdas de nutrientes na forma dissolvida associadas ao volume de escoamento nas macroparcelsas (M1 a M4).	39
Tabela 11. Perdas de nutrientes associada à produção de sedimentos em suspensão na bacia com terraço (BCT) e na bacia sem terraço (BST).	41
Tabela 12. Perdas de nutrientes associadas à produção de sedimentos nas macroparcelsas (M1 a M4).	42
Tabela 13. Estudos que avaliaram a concentração de elementos químicos em unidades de monitoramento em diferentes escalas.	47

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	10
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	12
2.1	MANEJO CONSERVACIONISTA DO SOLO	12
2.2	PERDAS DE NUTRIENTES	14
2.3	DINÂMICA DE ELEMENTOS QUÍMICOS NA PAISAGEM	16
3	MATERIAIS E MÉTODOS	18
3.1	DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	18
3.2	DESCRIÇÃO DAS UNIDADES EXPERIMENTAIS	19
3.3	MANEJO DAS CULTURAS E DOS FERTILIZANTES	21
3.4	MONITORAMENTO HIDROLÓGICO	24
3.5	ANÁLISE DA ÁGUA E DOS SEDIMENTOS	27
3.6	ANÁLISE DOS DADOS	28
4	RESULTADOS	29
4.1	CONCENTRAÇÕES DOS NUTRIENTES NO ESCOAMENTO E SEDIMENTOS	29
4.1.1	Análise dos nutrientes no escoamento	29
4.1.2	Análise dos nutrientes nos sedimentos em suspensão	33
4.1.3	Análise dos nutrientes nos depósitos	35
4.2	PERDAS DE NUTRIENTES ASSOCIADAS AO ESCOAMENTO E À PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS	38
4.2.1	Perdas na fase dissolvida	38
4.2.2	Perdas na fase sólida	42
5	DISCUSSÃO	46
5.1	DINÂMICA DAS PERDAS DOS NUTRIENTES	46
5.2	EFEITO DOS MANEJOS NAS PERDAS DOS NUTRIENTES	50
6	CONCLUSÕES.....	54
	REFERÊNCIAS.....	55

1 INTRODUÇÃO

A demanda crescente por alimentos depende fundamentalmente da sustentabilidade da produção agrícola, que por sua vez depende essencialmente de uma ampla gama de funcionalidades que apenas os solos podem oferecer; servindo de suporte para o desenvolvimento das plantas, fornecendo água, ar e nutrientes, além de abrigar a biodiversidade necessária para a interação entre microrganismos e plantas. No entanto, a degradação do solo pela erosão continua sendo um desafio longe de ser superado, sendo que a perda de solo no mundo é estimada entre 25 e 40 bilhões de toneladas por ano (PENNOCK et al., 2015). O Brasil, apesar da sua dependência da produção agrícola e reconhecida experiência em conservação do solo pelo sistema plantio direto, ainda apresenta altos índices de perda de solo por erosão. Segundo Hernani et al. (2002) a estimativa das perdas de solo é de 600 milhões de toneladas por ano. Permanecendo estes níveis elevados de degradação do solo, a agricultura e produção de alimentos estarão comprometidos a médio e longo prazo (PENNOCK et al., 2015)

A erosão hídrica é governada pelo impacto das gotas de chuva no solo e pelo escoamento superficial, desagregando o solo e transportando os sedimentos erodidos. Além de sedimentos, o escoamento também transporta poluentes em potencial que estão presentes nos solos na forma dissolvida e particulada. Por exemplo, nutrientes e pesticidas, são transferidos aos recursos hídricos, causando contaminação, eutrofização, aumento de turbidez e assoreamento de riachos, rios, reservatórios, lagos e estuários (MERCHÁN et al., 2019; HERNANI et al., 2002). Além da poluição dos corpos hídricos, a perda de nutrientes das lavouras representa um aumento nos custos de produção agrícola e de tratamento de água para consumo humano, redução da vida útil de reservatórios de produção de energia elétrica e impactos na saúde da população (PIMENTEL et al., 1995).

Estratégias de mitigação do controle do escoamento superficial e de seus processos associados como a perda de nutrientes são necessárias para a adaptação do sistema plantio direto às chuvas intensas. Práticas para a redução e controle do escoamento são fundamentais para aumentar a produtividade agrícola e melhorar a quantidade e qualidade das águas superficiais. Importante notar que o conceito de “sistema plantio direto (SPD)” é diferente da prática “plantio direto (PD)”. O primeiro é sinônimo de agricultura conservacionista no sentido amplo e irrestrito, o segundo refere-se ao manejo que não revolve o solo, mantendo os resíduos culturais na superfície. Como apresentado por Reicosky (2015), apenas o plantio direto não é suficiente para suprir todas as necessidades para a promoção da conservação do solo. Muitas evidências científicas indicam que o uso exclusivo do PD é insuficiente em controlar o escoamento

superficial nos eventos de média e grande magnitude, como identificado por Londero et al. (2021a, 2021b) em estudos realizados em Júlio de Castilhos, RS. Entretanto, ainda são raros os estudos que quantificaram as perdas de nutrientes na escala de encosta.

A análise dos impactos econômicos, ambientais e sociais que a perda de nutrientes por intermédio do escoamento superficial e dos sedimentos erodidos causam dependem da compreensão dos processos responsáveis pela sua mobilização bem como da sua quantificação. Seja para otimizar o uso dos fertilizantes, seja para evitar o seu potencial poluidor. Sendo assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito de diferentes manejos da terra (água, solo e cobertura) do solo em plantio direto na perda de nutrientes associados ao escoamento superficial e aos sedimentos erodidos por intermédio da quantificação das concentrações desses elementos no escoamento superficial e nos sedimentos erodidos.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 MANEJO CONSERVACIONISTA DO SOLO

No Brasil, o cultivo tradicional (CT) predominou durante as décadas de 70 e 80, causando diversos problemas ambientais e sociais devido à alta perda de solos causada pela erosão hídrica (ANGHINONI, 2005; MIELNICZUK et al., 2003; MUZILLI, 1985). Devido esta intensa degradação dos solos, um grande esforço para o desenvolvimento de uma agricultura mais conservacionista foi realizado em larga escala no Brasil a partir de 1992 (STRECK, 2012). A rotação de culturas, produção de biomassa integradas ao plantio direto (PD) ou semeadura direta, culminou no desenvolvimento do conceito do SPD, formando assim os pilares do que seria o conceito de agricultura conservacionista (AC) no Brasil. As premissas do SPD são: semear sobre os resíduos da cultura antecessora com a mínima mobilização de solo (PD), manter o solo permanentemente coberto e rotação de culturas, com o objetivo de fornecer palhada em quantidade e qualidade suficientes para melhoria das condições biológicas do solo (DENARDIN et al., 2011).

A combinação de diferentes práticas conservacionistas, especialmente o PD conjuntamente ao manejo de plantas e controle do escoamento, demonstra ser uma excelente estratégia de conservação do solo e água. O plantio direto, tem como objetivo gerar o mínimo de revolvimento do solo, mantendo o resíduo cultural sobre a sua superfície, fazendo com que os resíduos atuem como agente dissipadores da energia cinética proveniente das gotas de chuva. A manutenção permanente da cobertura do solo juntamente com rotação e sucessão de culturas aumenta o estoque de carbono e a estabilidade de agregados, que por sua vez beneficiam a coesão e a infiltração de água no solo, diminuindo o escoamento superficial e a susceptibilidade a erosão (MIELNICZUK et al., 2003).

No entanto a melhoria da qualidade do solo gerada pelas práticas já citadas não é suficiente para controlar o excesso de precipitação, desta forma as práticas complementares de manejo de solo são essenciais para disciplinar o excesso de infiltração, como a utilização de terraços para diminuir os comprimentos de rampa (BERTOL et al., 2008; SALTON, HERNANI e FONTES, 1998), para reduzir a perda de água por escoamento superficial.

Nas últimas décadas, a maioria dos agricultores do Sul do Brasil, passaram progressivamente a manejar suas lavouras com uso exclusivo do PD, desconsiderando as outras práticas essenciais como manter o solo permanentemente coberto, a rotação de culturas, e a necessidade de controle do escoamento superficial nos locais mais sensíveis da paisagem. As

estruturas de controle do escoamento foram retiradas sistematicamente das lavouras, para facilitar a operação de máquinas agrícolas. Além disso, a produção de fitomassa, em geral, é insuficiente para manter o solo protegido e para a manutenção do carbono do solo pela atividade biológica. Um exemplo claro disso é a remoção dos terraços, o pousio no inverno e a predominância da sucessão trigo/soja como sendo uma simplificação do sistema de produção (DENARDIN, SATTLER e SANTI, 2007). Essas características têm comandado os processos de degradação dos solos que afetam as taxas de infiltração e formação de escoamento, a erosão dos solos, perda de nutrientes e contaminação dos recursos hídricos. A baixa cobertura com resíduos de plantas expõe o solo ao impacto direto da chuva, acarretando a desagregação pelas gotas de chuva e selamento superficial. Além disso, a simplificação das operações de máquinas, comum no PD, gera uma menor rugosidade superficial e caminhos preferenciais ao escoamento que proporcionam maior volume e velocidade do escoamento superficial (BARCELOS, CASSOL e DENARDIN, 1999).

A ausência de rotação de cultura e o pousio outonal reduzem o aporte de fitomassa, diminuindo o estoque de carbono e agregação do solo, gerando decréscimo da infiltração de água no solo e conseqüentemente aumentando o escoamento superficial. Essa situação de depauperamento do modelo conservacionista tem comandado a degradação dos solos e recursos hídricos. Apesar da indiferença dos agricultores às perdas de água e solo, as mesmas aumentam os custos de reposição de fertilizantes, degradam o solo, aumentam a susceptibilidade das lavouras às estiagens e contaminam os recursos hídricos.

O custo de reposição de nutrientes é responsável por grande parte dos investimentos dos cultivos agrícolas. O uso de fertilizantes para a cultura da soja (*Glycine max*) são responsáveis, em média, por 27,8% dos custos de produção (CONAB, 2016), para outras culturas como o milho (*Zea mays*) e trigo (*Triticum aestivum*) este percentual é ainda maior, em virtude do uso de adubação nitrogenada. É estimado que no Brasil, os prejuízos associados a perda de nutrientes são de US\$ 4 bilhões por ano (HERNANI et al., 2002).

Na Áustria, Klik e Rosner (2020) conduziram um estudo de 20 anos de duração onde avaliaram as diferenças do cultivo tradicional (CT) com o cultivo mínimo (CM) e PD conservacionista. Os autores identificaram que o PD é efetivo na redução das perdas de sedimentos, atribuindo esse efeito a cobertura morta e as plantas de cobertura que protegem o solo, apontando o aumento da matéria orgânica (MO) e da produção de exsudatos como responsáveis por permitir maior estabilidade de agregados. No entanto, em algumas situações o PD produziu maiores quantidades de escoamento superficial. Sun et al., (2015) identificaram que a eficiência do PD na redução do escoamento foi reduzida ao longo do tempo, quando

comparado ao CT e CM. Valores ligeiramente maiores de escoamento foram observados em solos de textura argilosa (>33%) e menor eficiência no controle do escoamento em declividades superiores a 10% (SUN et al., 2015), sendo recomendado atenção sobre a quantidade e o grau de cobertura de palha em superfície.

2.2 PERDAS DE NUTRIENTES

O PD combinado com o uso de plantas de cobertura, resíduos culturais e semeadura em contorno, são práticas fundamentais para compor o conceito de “agricultura conservacionista”, as quais são capazes de reduzir a perda de sedimentos e nutrientes. No entanto, verifica-se que há uma limitação dessa eficiência para longos comprimentos de rampa e/ou altas declividades em que as práticas são capazes de dissipar a energia da enxurrada (BARBOSA et al., 2021). Nesses casos, é fundamental o uso de terraços como prática complementar de controle do escoamento e combate a erosão do solo (SALTON, HERNANI e FONTES, 1998). As áreas manejadas apenas com PD apresentam pouca rugosidade superficial, implicando em menor impedimento ao início do escoamento (BARCELOS, CASSOL e DENARDIN, 1999). Por isso, as lavouras conduzidas sob PD, sem atingir a complexidade esperada por detrás do conceito do SPD apresentam altas taxas de perda de água e sedimentos, além de nutrientes, como N, P, K, Mg, Ca (HERNANI, KURIHARA e SILVA, 1999).

Um dos principais efeitos deletérios da erosão fora do local é a eutrofização dos corpos hídricos (PIMENTEL et al., 1995), especialmente pelo fósforo presente na água (CORRELL, 1998; SHARPLEY et al., 2001; LÜ et al., 2007). A transferência deste, e outros nutrientes, das encostas aos rios pode ocorrer nas formas dissolvida e particulada (BAKER et al., 2008). Esses impactos são controlados por uma complexa interação de processos hidrológicos e biogeoquímicos, (SMITHWICK, 2021). Elementos químicos na forma dissolvida, por exemplo, na fase líquida os nutrientes solubilizados na água são transportados com facilidade para fora das lavouras pelos escoamentos, atingindo os recursos hídricos (HERNANI, KURIHARA e SILVA, 1999; BERTOL et al., 2011).

Os elementos químicos também são perdidos na fase sólida, neste caso os nutrientes estão associados aos sedimentos, principalmente argilas e MO. Devido à sua baixa densidade estes materiais estão suspensos na água do escoamento, sendo transportados com maior facilidade quando comparado aos sedimentos grosseiros como a areia.

As áreas cultivadas afetadas pela erosão hídrica são potenciais fontes de contaminantes (nutrientes e pesticidas) aos recursos hídricos (TIECHER et al., 2019; PÄRN et al.,

2012). Nestas áreas, fertilizantes necessários à produção agrícola são adicionados às lavouras que, devido à erosão e escoamento superficial, são transferidos à jusante e podem trazer problemas aos recursos hídricos (SMITHWICK, 2021). Processos químicos e biológicos controlam a sorção, a especiação, as transformações, a fixação e a absorção destes nutrientes (BIEROZA et al., 2020). O nitrogênio, por exemplo, pode causar efeitos deletérios associados à saúde humana e à vida aquática (CHAPMAN, 1996). O nitrogênio é predominantemente mobilizado para fora das lavouras pelos escoamentos superficial e subsuperficial na forma dissolvida (LÜ et al., 2007) como nitrato ou amônio (PROSSER et al., 2020).

Ademais da degradação dos ambientes aquáticos, a perda de nutrientes como N, P e K resultam em diminuição da fertilidade dos solos e aumento no custo de produção agrícola (BURWELL, TIMMONS E HOLT, 1975). Nos sistemas agrícolas convencionais, por exemplo, com o revolvimento do solo e taxas de erosão mais elevadas, as perdas de nutrientes ocorriam principalmente na forma particulada (BURWELL, TIMMONS E HOLT, 1975). Por exemplo, Hart, Quin e Nguyen. (2004) mencionam perdas mais elevadas de P particulado em encostas agrícolas, em razão da concentração de sedimentos em suspensão mais elevada, comparativamente com pastagens perenes, em que a maior parte do P parece ser transportada na forma dissolvida.

Em um estudo de longa duração realizado na Europa central, os autores avaliaram os valores de concentração de nutrientes (P e N) e carbono orgânico (CO) no escoamento e nos sedimentos, detectando maiores valores em PD e CM respectivamente, quando comparados ao CT. Esse resultado é esperado por não haver revolvimento do solo, mantendo a superfície com nutrientes concentrados, por tratar-se da zona de decomposição das plantas. Porém, devido a eficiência na redução do escoamento e erosão, a perda de nutrientes total foi menor nos cultivos conservacionistas que no CT (KLIK e ROSNER, 2020).

Em um estudo conduzido na Austrália, Sharma et al. (2017) avaliaram as formas de perda de P em lisímetros e parcelas sob pastagens para ovinos. Os autores identificaram que o P particulado (PP) foi a forma dominante no escoamento superficial, seguido por P não-reativo dissolvido e P reativo dissolvido, sendo que a concentração de P na água do escoamento superficial era mais elevada nas áreas com níveis altos de P no solo e o volume do escoamento foi o fator que governou as perdas de nutrientes. No sul do Brasil, Goularte et al. (2020) aplicou um índice de perda de P em áreas agrícolas sob produção de grãos e identificaram que a perda de P solúvel pelo escoamento superficial apresenta maior vulnerabilidade em PD. Os autores associam os resultados às aplicações superficiais de fertilizante fosfatado e o não revolvimento do solo. Estas práticas aumentam as concentrações do nutriente em superfície ao ponto que

mesmo solos argilosos apresentam susceptibilidade elevada de perda de P solúvel. É importante considerar que altas concentrações de P na água do escoamento podem estar relacionadas com a aplicação de fertilizantes na semeadura das culturas. Em um estudo conduzido por Bertol et al. (2007) durante o desenvolvimento da soja, os valores de P e K solúvel reduziram exponencialmente com as aplicações de chuva para o PD, sendo que no CT a redução foi linear. As concentrações elevadas de P e K na água do escoamento também é observada nos sedimentos, com a média da concentração do K sendo 1,8 vezes superior no PD em relação ao CT (BERTOL et al., 2007).

As concentrações de Ca e Mg foram estudadas em diferentes manejos do solo por Bertol et al. (2005). Os autores avaliaram três preparos (PD, CM e CT), quantificando concentrações inferiores de Ca e Mg na água do escoamento no manejo sob PD em relação ao CT, já nos sedimentos o PD apresentou concentração de Ca 27% inferior ao CM e 10% ao CT. A concentração de Mg foi 42% inferior no PD em relação aos outros preparos. Os valores de concentração de carbono orgânico (CO) nos sedimentos foram altos para CT, CM e PD. Porém, o PD demonstrou-se mais eficiente que os outros manejos por ter níveis reduzidos de perda de sedimentos e água quando comparado ao CT (BERTOL et al., 2005), o que já é esperado em comparações de PD e CT.

Estudos demonstram que no PD as formas solúvel e particulado P e K são superiores ao CT, apresentando alto potencial de contaminação ambiental em casos de eventos de elevada precipitação pluviométrica e, conseqüente, formação de escoamento. Ou seja, mesmo em PD com rotação de culturas e elevada cobertura do solo é necessário o uso do terraceamento (BERTOL et al., 2007; BERTOL et al. 2008; BERTOL et al. 2011; BARBOSA et al., 2021). O PD sem práticas de controle de escoamento apresenta alto potencial de perda de nutrientes seja na forma solúvel ou particulada já que os nutrientes estão concentrados nas camadas mais superficiais do solo e há uma propensão na formação de escoamento.

2.3 DINÂMICA DE ELEMENTOS QUÍMICOS NA PAISAGEM

O processo de geração e propagação do escoamento superficial assume papel de destaque na degradação, controlando os processos erosivos e, também, a transferência de agroquímicos como fertilizantes e agrotóxicos. As perdas podem afetar o custo de reposição de nutrientes, mas também, transferir para os corpos hídricos um problema que não pode ser menosprezado, através da contaminação dos recursos hídricos com impacto à sociedade e à biodiversidade.

Além dos diferentes manejos de solo e de planta realizados nas lavouras, a variabilidade na transferência de nutrientes está relacionada ao manejo do escoamento ou a sua ausência. O manejo do escoamento é altamente dependente da variabilidade espacial e temporal dos processos hidrológicos que ocorrem nas encostas e são afetados pelas atividades agrícolas (LONDERO et al., 2021a, 2021b). Além dos fatores controladores naturais (clima, relevo e solo), o uso e os respectivos manejos (solo, planta e escoamento) afetam a mobilização e transferência de nutrientes das encostas aos rios. A vazão, a concentração de sedimentos e a concentração de elementos químicos presentes nos rios é o reflexo de uma complexa interação entre os fatores controladores e a forma como a atividade agrícola altera as características hidrológicas das encostas e bacias vertentes. Além disso, a relação entre o escoamento e as descargas de nutrientes também depende dos processos de adsorção e taxas de reatividade do material sendo transportado, portanto, as taxas de perdas de nutrientes dissolvidos ou particulados são variáveis mesmo em vazões similares (STIEGLITZ et al., 2003). É importante salientar que, no processo de transferência na bacia, o P dissolvido, por exemplo, pode ser adsorvido aos sedimentos durante o transporte (HART, QUIN e NGUYEN, 2004). Isso torna a conexão entre nutrientes que são perdidos das lavouras (escala de encosta) e a descarga de nutrientes nos rios (escala de bacia hidrográfica) um processo complexo e importante de ser compreendido. Outro aspecto importante salientado por Bertol et al. (2011) é que lavouras sob PD bem conduzido podem apresentar perdas significativas de nutrientes (K, Ca, Mg e Cu) com elevado potencial de danos econômicos e ambientais. Isso demonstra que o atual sistema de cultivo (PD) necessita de práticas complementares que denominamos de manejo do escoamento para o aprimoramento do que se define como agricultura conservacionista

3 MATERIAIS E MÉTODOS

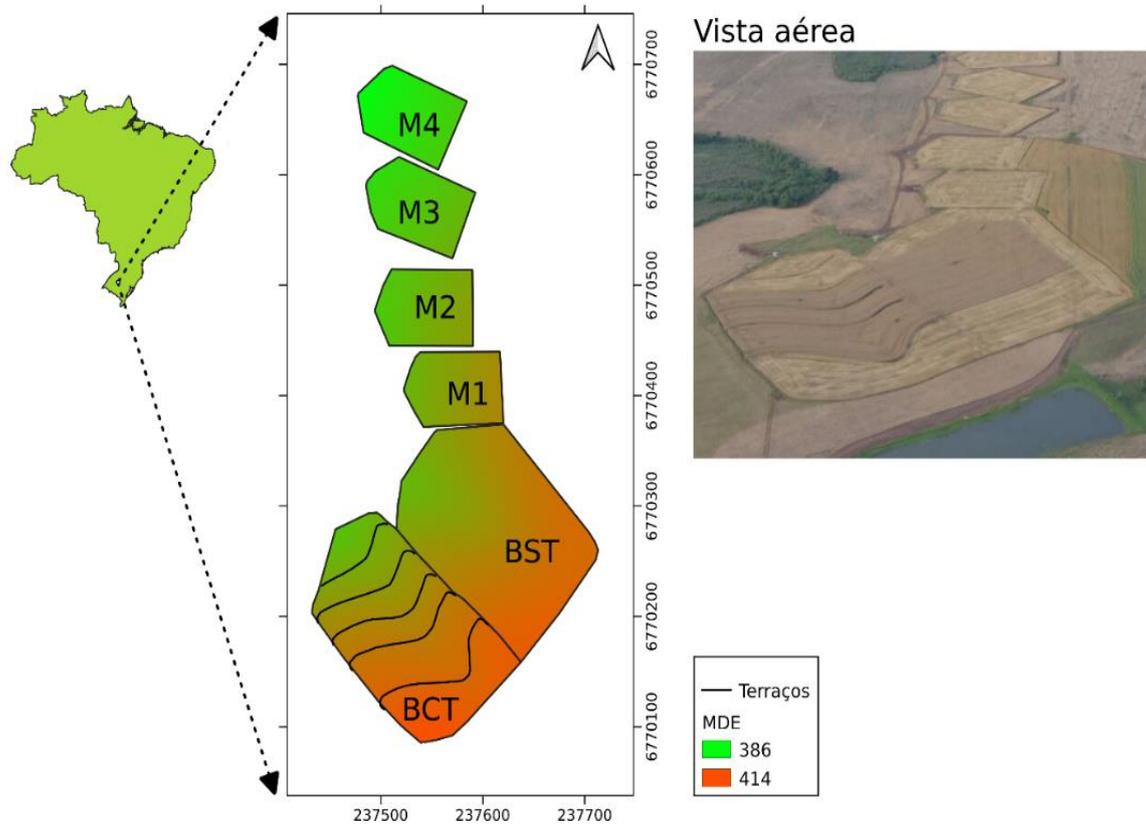
A estratégia realizada neste estudo foi monitorar a perda de nutrientes (N, P, K, Ca e Mg) associados à dinâmica do escoamento superficial e dos sedimentos erodidos monitorados em encostas pareadas durante eventos pluviométricos de chuva natural. Todas as unidades de monitoramento são conduzidas sob plantio direto, mas com diferentes manejos: a) utilização ou não da escarificação, b) menor e maior aporte de fitomassa, e c) presença e ausência de terraços de infiltração.

3.1 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo está localizada na bacia hidrográfica do Rio Ivaí que, por sua vez, pertence a província geomorfológica do Planalto Médio, localizada no município de Júlio de Castilhos (29°13'39"S, 53°40'38"W), na região central do Rio Grande do Sul (Figura 1). A paisagem é caracterizada por relevo suave ondulado com declividade entre 5 e 13%. Os solos da região são altamente intemperizados e profundos com teor de argila maior que 30%. Na área de estudo, os solos foram classificados como Nitossolos, de acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SANTOS et al., 2018). O clima da região é subtropical úmido (Cfa), de acordo com a classificação de Köppen (ALVARES et al, 2013). A precipitação média anual é de 1678 mm, uniformemente distribuída durante as quatro estações do ano.

A cultura de maior interesse na região é a soja, sendo que em algumas áreas é cultivado o trigo ou aveia no inverno com pousio outonal. Esse modelo de produção gera pouco aporte de fitomassa ao sistema, gerando maiores deficiências relacionadas a qualidade do solo. Para suprir a demanda das culturas são utilizados fertilizantes tanto na linha de semeadura quanto a lanço na superfície.

Figura 1. Localização da área de estudo.



Fonte: GIPEHS (2022)

3.2 DESCRIÇÃO DAS UNIDADES EXPERIMENTAIS

O monitoramento do escoamento superficial, dos sedimentos erodidos e das perdas de nutrientes foram realizados em duas bacias de ordem zero denominadas de Bacia Com Terraço (BCT) e Bacia Sem Terraço (BST); e quatro macroparcelas denominadas Macroparcela 1, 2, 3 e 4. A Tabela 1 apresenta algumas das suas características fisiográficas principais.

Tabela 1. Descrição fisiográfica para cada unidade de monitoramento.

Unidade de monitoramento	Área (ha)	Comprimento de rampa (m)	Declividade média (%)
BCT	2,35	218	7,1
BST	2,43	194	6,8
M1	0,56	98	7,8
M2	0,57	97	7,8
M3	0,60	107	6,8
M4	0,65	104	9,2

BCT: Bacia com terraço. BST: Bacia sem terraço. M: Macroparcela.

A BST e BCT apresentam curvatura no plano do tipo convergente com a presença de talvegue, sendo que na BCT foram construídos cinco terraços de infiltração como prática complementar de controle do escoamento superficial. As macroparcelas apresentam curvatura no plano retilínea e foram alocadas na paisagem conforme a direção de fluxo d'água. Todas as seis unidades são delimitadas utilizando camalhões de terra para evitar a entrada e a saída de escoamento superficial. Maiores detalhes podem ser encontrados em Londero et al. (2021a, 2021b).

O sistema de produção utilizado no experimento tem como objetivo representar as práticas culturais comumente utilizados pelos agricultores da região. Os manejos aplicados nas bacias e nas macroparcelas foram conduzidos com o propósito de reproduzir diferentes estratégias de manejo da terra (escoamento, plantas e solo) passível de aplicação na região, buscando representar diferentes níveis do que se considera “agricultura conservacionista” e, assim, avaliar seus efeitos sobre a perda de nutrientes considerando a dinâmica do escoamento superficial e a produção de sedimentos.

Nas bacias de ordem zero foi avaliado o efeito do terraceamento (BST e BCT), sendo sucessão de trigo e soja de julho de 2014 até abril de 2017; e o uso de rotação de culturas com plantas de cobertura para maior adição de fitomassa de maio de 2017 até março de 2018. As práticas mecânicas e culturais das unidades de monitoramento estão descritas na Tabela 2.

Tabela 2. Descrição do manejo de solo e planta para cada unidade de monitoramento.

	Terraços	Escarificação	Fitomassa (Mg ha ⁻¹)
BCT	Sim	Não	4 (2014-2016) e 11 (2017-2018)
BST	Não	Não	4 (2014-2016) e 11 (2017-2018)
M1	Não	Sim	4
M2	Não	Não	4
M3	Não	Sim	12
M4	Não	Não	12

As macroparcelas foram conduzidas sem a prática de terraceamento para avaliar o efeito da escarificação e de diferentes quantidades de fitomassa. Nas Macroparcelas 1 e 2 foi cultivada a sucessão de soja e trigo, com um período de vazio outonal entre março e maio, caracterizando baixo aporte de fitomassa, em torno de 4 toneladas de matéria seca ao ano. Nas Macroparcelas 3 e 4 foi cultivada rotação de culturas com alta adição de fitomassa, em torno de 12 toneladas de matéria seca ao ano. Nas Macroparcelas 1 e 3 foi realizada a escarificação bienal (junho de 2014 e maio de 2016). O escarificador utilizado atingiu em média uma profundidade de 0,30m.

3.3 MANEJO DAS CULTURAS E DOS FERTILIZANTES

As recomendações de adubação e calagem seguiram as recomendações contidas no “Manual de adubação e de calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina” (CQFS/RS-SC, 2004), com base na análise de solo e considerando o ciclo de culturas implantadas nas unidades de monitoramento. A semeadura e a colheita seguiram as recomendações de cada cultura segundo o calendário agrícola local e a umidade apropriada para a execução das práticas. Os tratos fitossanitários, aplicação de herbicidas seguiram as recomendações do fabricante para cada cultura específica segundo os procedimentos padrões recomendados. O ciclo de culturas e os manejos de adubação da BCT, BST, M1 e M2 são apresentados nas Tabelas 3 e 4. Os manejos de adubação conduzidos nas unidades M3 e M4 são apresentados nas Tabelas 5 e 6. As diferenças dos outros manejos estão relacionadas na maior necessidade das culturas. A adubação química foi realizada na linha de semeadura para todas as culturas implantadas nas unidades experimentais. As dosagens de fertilizantes utilizados variam conforme a cultura utilizada e a safra. Além disso, a aplicação adicional de nitrogênio no trigo e milho foi realizada a lanço em condições climáticas favoráveis.

Tabela 3. Manejo de adubação das unidades BCT, BST, M1 e M2.

Data	Cultura	Adubação
17/10/2014	Aveia preta	Sem adubação
19/11/2014	Soja	250 kg ha ⁻¹ (5-20-20) na semeadura
21/06/2015	Trigo	180 kg ha ⁻¹ (5-20-20)
30/07/2015	Trigo	70 kg ha ⁻¹ de ureia em cobertura
20/08/2015	Trigo	65 kg ha ⁻¹ de ureia em cobertura
11/12/2015	Soja	60 kg ha ⁻¹ de P ₂ O ₅ + 95 kg de K ₂ O
30/06/2016	Trigo	220 kg ha ⁻¹ (10-20-20) na semeadura
07/11/2016	Soja	300 kg ha ⁻¹ (5-20-20) na semeadura
10/05/2017	Aveia preta e Nabo	Sem adubação
13/09/2017	Milho	350 kg ha ⁻¹ (04-28-14) na semeadura
25/10/2017	Milho	110 kg ha ⁻¹ de ureia em cobertura
16/11/2017	Milho	75 kg ha ⁻¹ de ureia em cobertura
20/04/2018	Nabo	Sem adubação

Tabela 4. Quantidade de N, P e K aplicado em cada cultivo das unidades BCT, BST, M1 e M2.

Cultura	Ano	N (kg ha ⁻¹)	P (kg ha ⁻¹)	K (kg ha ⁻¹)
Aveia preta	2014	0	0	0
Soja	2014/2015	13	22	42
Trigo	2015	71	16	30
Soja	2015/2016	0	26	79
Trigo	2016	22	19	37
Soja	2016/2017	15	26	50
Aveia preta e Nabo	2017	0	0	0
Milho	2017/2018	99	43	41
Nabo	2018	0	0	0
Total		220	152	278

Tabela 5. Manejo de adubação das unidades M3 e M4.

Data	Cultura	Adubação
11/07/2014	Aveia preta e Nabo	Sem adubação
22/10/2014	Milho	300 kg ha ⁻¹
12/11/2014	Milho	70 kg ha ⁻¹ de ureia em cobertura
01/12/2014	Milho	110 kg ha ⁻¹ de ureia em cobertura
02/04/2015	Aveia preta e Nabo	Sem adubação
31/06/2015	Trigo	180 kg ha ⁻¹ (5-20-20)
30/07/2015	Trigo	70 kg ha ⁻¹ de ureia em cobertura
20/08/2015	Trigo	50 kg ha ⁻¹ de ureia em cobertura
11/12/2015	Soja	60 kg ha ⁻¹ de P ₂ O ₅ + 95 kg de K ₂ O
19/05/2016	Aveia preta e Nabo	Sem adubação
22/09/2016	Milho	350 kg ha ⁻¹
25/10/2016	Milho	60 kg ha ⁻¹ de ureia em cobertura
10/11/2016	Milho	60 kg ha ⁻¹ de ureia em cobertura
12/04/2017	Nabo	Sem adubação
29/06/2017	Aveia	200 kg ha ⁻¹ (08-28-14)
01/08/2017	Aveia	80 kg ha ⁻¹ de ureia em cobertura
01/11/2017	Soja	200 kg ha ⁻¹ (5-20-20)

Tabela 6. Quantidade de N, P e K aplicado em cada cultivo das unidades M3 e M4.

Cultura	Ano	N (kg ha ⁻¹)	P (kg ha ⁻¹)	K (kg ha ⁻¹)
Milho	2014	98	26	50
Trigo	2015	64	16	30
Soja	2015	0	26	79
Milho	2016	73	31	58
Aveia	2017	53	24	23
Soja	2017	10	17	33
Total		298	141	274

3.4 MONITORAMENTO HIDROLÓGICO

O monitoramento dos eventos de chuva-vazão para a análise da perda de nutrientes ocorreu entre o período de 2014 a 2018, consistindo no acompanhamento dos eventos de chuva/vazão com magnitude significativa. Para tanto, houve o acompanhamento da precipitação, vazão e concentração de sedimentos em suspensão em alta frequência de amostragem para representar a variabilidade intra-evento (LONDERO et al., 2021a, 2021b). O volume e intensidade das chuvas foram registrados por pluviômetros e pluviógrafos com intervalos de 5 min, ambos instalados próximo das unidades de monitoramento. Para a determinação da vazão ($Q - L s^{-1}$), foram acopladas calhas tipo H no exutório de cada unidade de monitoramento. Nas calhas, sensores de pressão foram instalados para registrar o nível da água em intervalos de 2 a 5 min. A vazão foi obtida por meio da relação entre a velocidade do fluxo e a lâmina de escoamento, específica para a dimensão das calhas nas bacias e nas macroparcelas. Também foram realizadas medições manuais a cada 15 min, com intuito de conferir e calibrar os dados automáticos. A determinação da concentração de sedimentos em suspensão ($CSS - g L^{-1}$) foi realizada com coletas manuais do escoamento em intervalos de, aproximadamente, 15 min.

Desta forma, obteve-se além do hietograma e hidrograma, também a representação temporal da CSS na forma de um sedimentograma. Como os dados de CSS foram obtidos em intervalos diferentes dos dados de Q , esses foram interpolados para encontrar o valor correspondente de CSS para todos os intervalos de medição de Q medidos. A descarga sólida ($DSS - g s^{-1}$) é calculada pela multiplicação entre os valores instantâneos de CSS e de Q , sendo que a produção de sedimentos (PS) é determinada pelo somatório da descarga sólida multiplicada pelo intervalo de tempo.

A concentração dos nutrientes foi obtida a partir de amostras do escoamento coletadas ao longo do hidrograma (ascensão, pico e recessão). As amostras foram depositadas em um container integrador de amostras (20 L capacidade). Após o término do evento, seu conteúdo era homogeneizado e retirada uma amostra para a análise dos nutrientes da água do escoamento representativa de todo o evento. Além da amostra de água, os sedimentos em suspensão (SS) também foram obtidos. Isso foi feito após a decantação dos sedimentos no container integrador, onde o sobrenadante foi sifonado, o material restante levado à estufa e o sedimento separado. Com base nessas duas amostras, distinguimos a concentração dos nutrientes dissolvidos na água e nos sedimentos em suspensão. O terceiro compartimento analisado foi o material fino depositado ao fim do evento na calha. Esse material foi coletado com o objetivo de caracterizar

as concentrações dos nutrientes dos depósitos, como sendo um importante compartimento do processo de mobilização e transferência de sedimentos nas bacias vertentes em direção à calha fluvial. Foram coletadas amostras ao final do evento nos depósitos do canal tranquilizador.

Com esses 3 conjuntos de amostras, caracterizou-se as concentrações dos nutrientes associadas à fase líquida (elementos dissolvidos) e à fase sólida (elementos associados aos sedimentos finos em suspensão e nos depósitos) transportados pelo escoamento superficial durante os eventos. As coletas para as análises de perda dos nutrientes ocorreram no período de setembro de 2014 a março de 2018 nas bacias, e de outubro de 2015 a março de 2018 nas macroparcelsas. Os eventos de chuva foram monitorados em diferentes épocas do ano e abrangeram diferentes condições de cobertura do solo e magnitude de chuvas.

Os 19 eventos de chuva-vazão utilizados estão apresentados na tabela 7 e fazem parte do banco de dados do estudo hidrológico descrito por Londero et. al. (2021a, 2021b). O conjunto de eventos engloba diferentes volumes de chuvas, principalmente de média e alta magnitudes, as quais são especialmente importantes para a geração de escoamento, erosão e mobilização de nutrientes. Importante enfatizar que nem todos os eventos geraram escoamento superficial em todas as unidades nem mesmo geraram amostras para análise nos sedimentos em suspensão e/ou nos depósitos. Houve, por exemplo, eventos de chuva com produção de escoamento em apenas uma unidade de monitoramento, com quantidade de sedimentos insuficiente para análise de nutrientes.

Importante salientar que o número de eventos monitorados nas bacias é maior que nas macroparcelsas, pois o estudo nas bacias iniciou um ano antes e o potencial de formação de escoamento superficial nas bacias é maior devido a maior área de contribuição, declividade e curvatura no plano.

Tabela 7. Descrição por evento de chuva da origem dados de concentração por nutrientes nas diferentes componentes do escoamento e nas diferentes unidades de monitoramento.

Nº	Data	P (mm)	Tipo amostra	de Nº	Data	P (mm)	Tipo
1	10/09/2014	31	BCT: SS BST: SS	11	08/10/2015	160	M1: SS M2: SS M3: SS
2	14/09/2014	41	BCT: A, SS BST: SS	12	24/12/2015	85	BCT: A BST: A
3	30/09/2014	45	BCT: SS BST: A, SS	13	17/10/2016	55	BCT: A BST: A, SD M1: SD M2: SD M3: SD
4	30/10/2014	69	BCT: A, SS BST: A, SS	14	18/05/2017	45	BCT: A BST: A, SS M2: SS
5	18/10/2014	14	BCT: SS BST: A, SS	15	26/05/2017	91	BCT: SS BST: SS M1: SD M2: SD
6	01/01/2015	25	BCT: A, SS	16	07/06/2017	116	BCT: SS M1: SS, SD M2: SS, SD M3: SD M4: SD
7	27/01/2015	24	BCT: SS BST: SS	17	13/08/2017	72	BCT: A BST: A
8	27/05/2015	62	BCT: A, SS BST: A, SS	18	11/10/2017	65	BCT: SD BST: SD M1: SD M2: SD
9	20/09/2015	89	BCT: A, SS BST: A, SS	19	15/03/2018	82	BCT: SD BST: SD M1: SD M2: SD
10	22/09/2015	122	BCT: A BST: A				

* Nº: número do evento/coleta de amostra; P: precipitação do evento monitorado (mm); A: amostras de água; SS: amostras de sedimento em suspensão; SD: amostra de sedimento dos depósitos; BCT: bacia com terraço; BST: bacia sem terraço, M1: macroparcela 1; M2: macroparcela 2; M3: macroparcela 3; M4: macroparcela 4.

3.5 ANÁLISES DA ÁGUA E DOS SEDIMENTOS

Após homogeneização do volume do escoamento superficial armazenado nos galões, realizava-se uma amostragem do conteúdo de cada unidade, onde as amostras foram devidamente armazenadas e transportadas para o Laboratório de Pesquisa em Erosão e Hidrologia de Superfície (UFSM). As amostras foram filtradas (0,45 µm) com a solução filtrada sendo devidamente armazenada em refrigerador a 5°C. Portanto estas amostras fornecerão o dado da concentração de nutrientes dissolvidos na água.

Após a decantação dos sedimentos presentes na água do escoamento superficial no galão, sifona-se a água e realiza-se a raspagem do recipiente, onde adquire-se o conteúdo amostral para análise dos nutrientes dos sedimentos em suspensão. As amostras foram secas à 50°C e armazenadas sob refrigeração. É importante salientar que não foram realizadas repetições de amostragem nem de análises laboratoriais, pois no caso do sedimento em suspensão, a quantidade do material disponível era para no máximo uma análise química, desta maneira muitos eventos não produziram sedimento em suspensão suficiente para análise.

Na Tabela 8 são apresentados os nutrientes analisados, sendo discriminado três diferentes componentes do escoamento superficial: água, sedimento em suspensão, sedimentos depositados no exutório das unidades de monitoramento.

As amostras de água coletadas foram filtradas a 0,45 µm para determinação do teor de nutrientes dissolvidos (Tabela 8). O teor de P solúvel no filtrado foi determinado utilizando o método colorimétrico de Murphy e Riley (1962). O teor de K solúvel foi determinado em espectrofotômetro de emissão atômica (EEA). O teor de Ca, Mg e Cu solúvel foram determinados por espectrometria de absorção atômica (EAA). O nitrogênio mineral (NH_4 e $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$) foi determinado por destilação em arraste de vapor semi-micro Kjeldahl.

Nas amostras de sedimento em suspensão e sedimento do depósito, foi feita uma extração com Mehlich-1 para estimar o teor de P e K disponível (Tedesco et al., 1995). No extrato de Mehlich-1, foi determinado o teor de P utilizando o método de Murphy e Riley (1962) e o teor de K em EEA. No mesmo extrato de Mehlich-1 das amostras de sedimento do depósito, foi também determinado o teor de Cu e Zn disponível por EAA. Em todas as amostras de sedimento em suspensão e sedimento do depósito foi feita uma extração com KCl 1,0 mol L⁻¹ para estimar o teor de Ca e Mg trocável (Tedesco et al., 1995), com determinação em EAA. Por fim, nas amostras de sedimento do depósito, foi também analisado o teor de C e N por combustão seca em um Fisher Scientific Flash EA®.

Tabela 8. Nutrientes analisados na água e nos sedimentos.

Componente do escoamento	Nutrientes avaliados
Água	P, K, Ca, Mg, Cu, NH_4^+ , $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ e N total
Sedimento em suspensão	P e K disponível por Mehlich-1 Ca e Mg trocável por KCl 1,0 mol L ⁻¹
Sedimento do depósito	P, K, Cu e Zn disponível por Mehlich-1 Ca e Mg trocável por KCl 1,0 mol L ⁻¹ C e N total por combustão seca

3.6 ANÁLISE DOS DADOS

A primeira etapa dos resultados foi a apresentação da concentração dos nutrientes em gráficos do tipo *box plot*, possibilitando analisar a diferença entre as unidades experimentais e seus manejos. Análises sazonais não foram possíveis devido ao pequeno número de amostras relativas à subdivisão do período de monitoramento, bem como da influência da magnitude das chuvas. A segunda etapa para apresentação dos resultados foi a quantificação em g ha⁻¹ das perdas de nutrientes, para tanto faz-se necessário informações do volume total escoado e a produção de sedimentos de cada evento, ambas informações provenientes de Londero et al (2021a, 2021b). Para a determinação da perda de nutrientes dissolvidas na água do escoamento realiza-se a multiplicação do volume do escoamento pela concentração de nutriente correspondente. No caso do sedimento em suspensão, multiplica-se a PS do evento pela concentração do nutriente do sedimento em suspensão.

A respeito do sedimento depositado no exutório das unidades, a informação da concentração de nutrientes tem caráter qualitativo, com o propósito de verificar-se a representatividade deste sedimento fino para as perdas de nutrientes, considerando o sedimento em suspensão como padrão.

4 RESULTADOS

Os resultados das distintas concentrações de carbono e nutrientes foram apresentados através da comparação de todas as amostras analisadas durante os eventos entre as unidades de monitoramento que expressam diferentes estratégias de manejo do solo. Posteriormente, é apresentada a estimativa da perda total de nutrientes para os eventos monitorados, a partir do volume total de escoamento gerado e da produção de sedimentos. A perda total dos nutrientes é avaliada em cada parcela em diferentes condições de cobertura e magnitude de chuva natural.

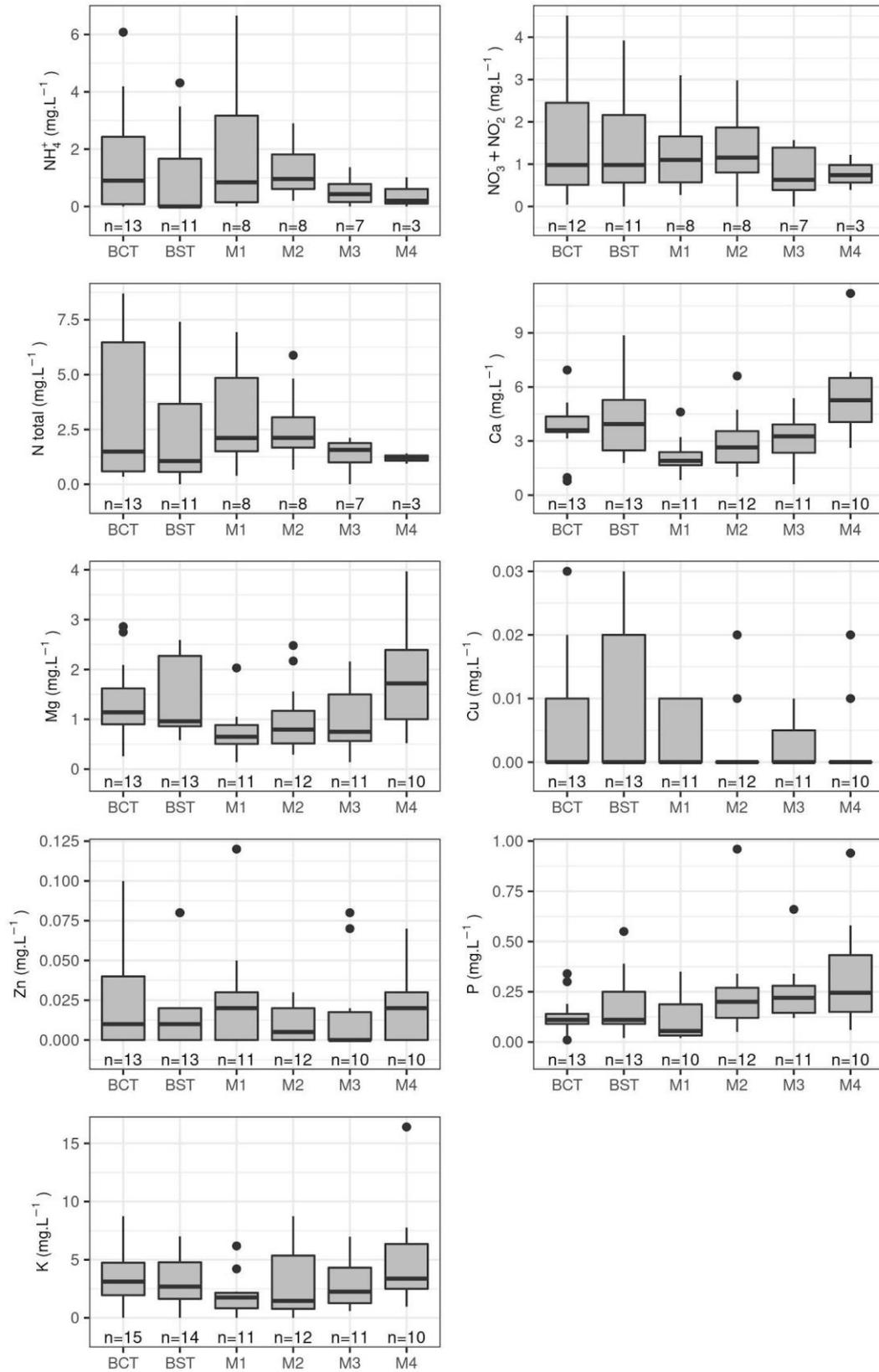
4.1 CONCENTRAÇÕES DOS NUTRIENTES NO ESCOAMENTO E SEDIMENTOS

4.1.1 Análise dos nutrientes no escoamento

A figura 2 mostra a variação encontrada das concentrações de NH_4^+ , $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$, N total, P, K, Ca e Mg para todos os eventos monitorados. Utilizamos gráficos do tipo *box-plot* que expressa o valor mínimo, primeiro quartil, mediana, terceiro quartil e máximo, bem como os pontos que indicam valores extremos (*outliers*). As amostras de escoamento superficial apresentaram concentrações elevadas dos nutrientes salientando seu potencial contaminante, independentemente dos manejos culturais utilizados.

O padrão de qualidade para classificação e enquadramento de corpos de água conforme os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005, para cursos de água Classe 1 (P 0,02 mg L⁻¹ e N amoniacal 3,7 mg L⁻¹) são superados em diversos eventos de escoamento superficial.

Figura 2. Variação da concentração dos nutrientes presentes na água.



Fonte: Autor (2022)

A comparação entre as unidades indica que os valores da mediana entre cada unidade estão na mesma ordem de magnitude e são similares. Entretanto, nota-se uma ampla variação ao considerarmos os mínimos e máximos, bem como a diferença entre os quartis. Abaixo são apresentados os principais aspectos encontrados para cada nutriente analisado.

Amônio (NH_4^+)

As maiores concentrações ocorreram na BCT, M1 e M2 com mediana próxima de $0,9 \text{ mg L}^{-1}$. A maior amplitude ocorreu na M1 com valor máximo ultrapassando a concentração de 6 mg L^{-1} . Não há uma influência evidente da escarificação nas concentrações, mas, por outro lado as concentrações observadas na M1 e M2 ($0,9 \text{ mg L}^{-1}$) são maiores do que nas unidades M3 e M4 ($0,4 \text{ mg L}^{-1}$). Os dados variaram de concentrações zero a $6,66 \text{ mg}$ de amônio por litro de escoamento superficial. A maior concentração foi observada na M1. A segunda maior concentração do conjunto de amostras foi de $6,08 \text{ mgL}^{-1}$, observada na BCT. Comparativamente, a BCT apresentou concentração mais elevada de amônio do que a BST. Nas macroparcelas que foram submetidas à escarificação apresentaram, no geral, concentrações médias ligeiramente superiores às que não receberam essa intervenção; para aquelas que foram escarificadas (M1 e M3), a M1 foi a que teve as maiores concentrações de amônio.

Nitrato e Nitrito ($\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$)

As maiores concentrações ocorreram na BCT, BST, M1 e M2 com mediana ao redor de 1 mg L^{-1} , aproximadamente. A maior amplitude ocorreu na BCT, seguido da BST. Não há uma influência evidente da escarificação nas concentrações, mas, por outro lado as concentrações observadas na M1 e M2 ($1,2 \text{ mg L}^{-1}$) são maiores do que nas unidades M3 e M4 ($0,8 \text{ mg L}^{-1}$), bem como na amplitude entre máximos e mínimos. Do conjunto de dados, apenas quatro amostras não continham nitrato e nitrito. As concentrações mais elevadas foram observadas na BST, apesar de a BCT ter apresentado concentrações elevadas no seu conjunto de amostras. As médias da BCT e BST foram de $1,65$ e $1,47 \text{ mgL}^{-1}$, respectivamente.

Nitrogênio total

Os maiores valores de mediana foram encontrados na M1 e M2 (2 mg L^{-1}), mas a maior amplitude de variação ocorreu na BCT ($0,5$ a $8,5 \text{ mg L}^{-1}$). Apesar da elevada amplitude de concentrações encontradas o menor valor de mediana foi observado na BST (1 mg L^{-1}). As baixas concentrações na BST podem estar relacionadas com o alto volume de escoamento e, conseqüentemente, uma maior diluição do elemento no escoamento. A concentração mais

elevada foi de $8,70 \text{ mg L}^{-1}$ de nitrogênio em uma amostra coletada na BCT. Seguindo o padrão das concentrações de amônio, em média, a BCT teve as maiores concentrações, comparada com a BST, assim como as macroparcelas escarificadas tiveram concentrações ligeiramente maiores de nitrogênio do que as não escarificadas.

Cálcio (Ca) e Magnésio (Mg)

Ambos os nutrientes apresentaram comportamentos relativos similares, com pouca diferença na mediana entre BCT e BST com $3,6 \text{ mg L}^{-1}$ para o cálcio e $1,1 \text{ mg L}^{-1}$ para o magnésio. A M4 apresentou o maior valor de mediana, com 5 mg L^{-1} para o cálcio e $1,7 \text{ mg L}^{-1}$ para o magnésio. Os menores valores de cálcio foram observados na M1 e M2 ($\sim 2 \text{ mg L}^{-1}$). Os menores valores de magnésio foram observados na M1, M2 e M3 ($\sim 0,7 \text{ mg L}^{-1}$) com pouca diferença entre elas. As macroparcelas escarificadas apresentaram concentrações menores de cálcio e magnésio do que as não escarificadas. As maiores concentrações de cálcio e magnésio foram observadas na M4, $11,19$ e $3,97 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente.

Fósforo (P)

O maior valor da mediana foi observado na M4 ($\sim 0,024 \text{ mg L}^{-1}$) e amplitude entre $0,01$ e $0,06 \text{ mg L}^{-1}$, entretanto com pouca diferença com M2 e M3 ($\sim 0,02 \text{ mg L}^{-1}$). As concentrações observadas entre BCT, BST e M1 são menores ($\sim 0,01 \text{ mg L}^{-1}$). Na BCT, a maior concentração observada foi de $0,34 \text{ mg L}^{-1}$ de fósforo, enquanto na BST, a maior concentração observada foi de $0,55 \text{ mg L}^{-1}$. Na média, as concentrações de fósforo foram maiores na BST. As maiores concentrações observadas neste conjunto de dados foram na BST e BCT. Na M2 e M4, as concentrações chegaram a $0,96$ e $0,94 \text{ mg L}^{-1}$ respectivamente, tratando-se de picos de concentração (*outliers*). Nas parcelas escarificadas M1 e M3, em média, as concentrações de fósforo foram menores do que na M2 e M4.

Potássio (K)

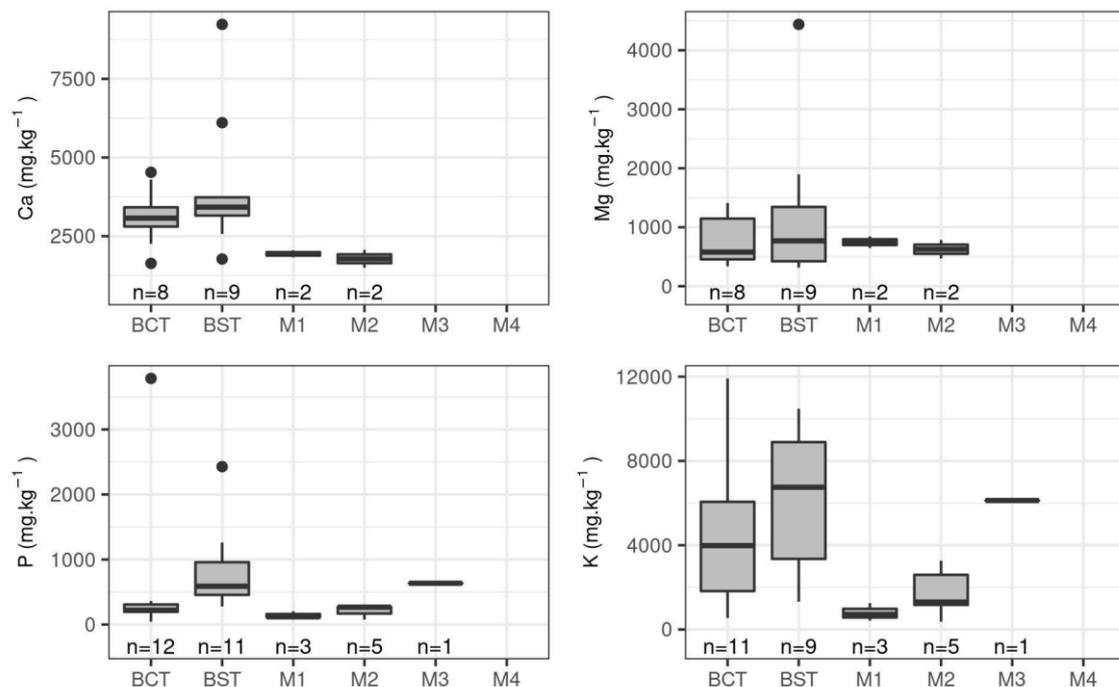
Não houve diferença entre as medianas na BCT e BST ($\sim 3 \text{ mg L}^{-1}$). Os valores de mediana na M1 e M2 são similares ($\sim 2,1 \text{ mg L}^{-1}$), mas amplitude é maior na M2. Os valores na M3 ($\sim 2,3 \text{ mg L}^{-1}$) e M4 ($\sim 3 \text{ mg L}^{-1}$) são maiores em relação à M1 e M2. As concentrações de potássio no escoamento superficial seguem o padrão das de fósforo, porém suas concentrações são mais elevadas. A concentração média foi maior na BST, chegando ao valor máximo de $7,17 \text{ mg L}^{-1}$. Já na BCT, apesar de a média ter sido inferior, houve concentrações de até $8,74 \text{ mg L}^{-1}$ de potássio. Nas macroparcelas, as parcelas submetidas à escarificação M1 e M3 apresentaram

média mais elevada do que as M2 e M4. Foi na parcela M4 que se observou a maior concentração, 16,41 mg L⁻¹.

4.1.2 Análise dos nutrientes nos sedimentos em suspensão

Os resultados dos nutrientes associados aos sedimentos em suspensão são apresentados na Figura 3. Nota-se que o número de nutrientes considerados é menor pela natureza (sedimentos de argila e/ou MO) desta fração, portanto apenas os nutrientes associados a tais partículas estarão presente na análise. Além disso existem menores números de amostras, pois a quantidade de material amostral (sedimentos) é muitas vezes insuficiente para análise ou inexistente.

Figura 3. Variação da concentração dos nutrientes presentes nas amostras de sedimentos em suspensão.



Fonte: Autor (2022)

Cálcio (Ca)

A amplitude e os valores de concentração de cálcio nos sedimentos em suspensão são similares nas parcelas M1 e M2 (~26 a 2065 mg kg⁻¹). Entre a BCT e a BST, a mediana observada na BST é maior do que na BCT. As concentrações mais baixas e alta na BST (~1770 e 9230 mg kg⁻¹) são mais elevadas que na BCT (~26 e 4500 mg kg⁻¹). A concentração média na BCT foi de aproximadamente 2700 mg kg⁻¹, enquanto na BST foi superior a 4000 mg kg⁻¹.

Magnésio (Mg)

A concentração de magnésio nos sedimentos em suspensão nas macroparcelas é similar ao comportamento do cálcio, mas as concentrações de magnésio são ligeiramente menores. Apesar de a amplitude de concentração na BCT e BST serem similares, a BST apresentou concentração média de magnésio maior que 1200 mg kg⁻¹, enquanto na BCT a concentração média foi de aproximadamente 600 mg kg⁻¹.

Potássio (K)

A média e a mediana da concentração de potássio no sedimento em suspensão foi maior na M2 (média de ~17000 mg kg⁻¹) do que na M1 (média de ~800 mg kg⁻¹). Na M2 a maior concentração observada foi de mais de 3000 mg kg⁻¹. Para a M3 há uma amostra e a concentração corresponde a aproximadamente 6000 mg kg⁻¹. A média e a mediana da BST (média de ~6000 mg kg⁻¹) também foram maiores do que na BCT (média de ~4600 mg kg⁻¹), apesar de a BCT ter atingido concentrações em amostras pontuais mais elevadas (~11500 mg kg⁻¹) do que na BST.

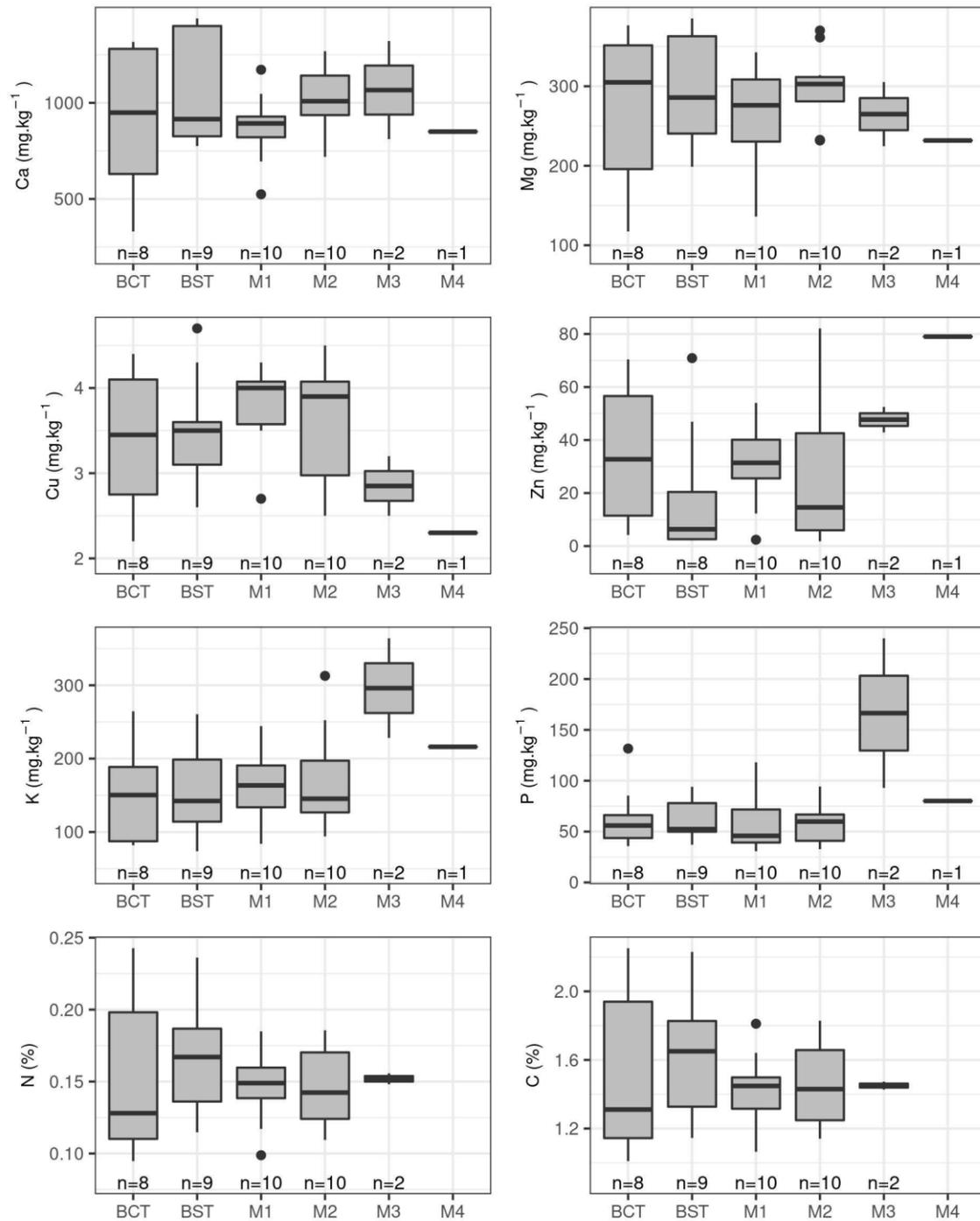
Fósforo (P)

O comportamento da concentração de fósforo foi similar ao de potássio. A M2 (média ~ 240 mg kg⁻¹) apresentou média e mediana mais elevadas do que a M1 (média ~ 110 mg kg⁻¹). Apesar de haver apenas uma amostra para a M3 (~ 600 mg kg⁻¹), a sua concentração foi 4 vezes maior. Nas macroparcelas escarificadas a concentração foi mais baixa do que nas não escarificadas. A BST apresentou concentrações mais elevadas na média (800 mg kg⁻¹) e mediana do que na BCT (média ~ 500 mg kg⁻¹), apesar de haver uma amostra com concentração mais elevada na BCT do que na BST, assim como ocorreu com a concentração de potássio.

4.1.3 Análise dos nutrientes nos depósitos

Amostras de sedimento em suspensão nem sempre são fáceis de serem obtidas em número e em quantidade suficiente para análises laboratoriais. Por isso, o estudo coletou amostras de sedimentos finos depositados na calha ao final dos eventos. Estas amostras podem não representar os sedimentos em suspensão transportados durante o evento, pela variabilidade intraevento e pelo processo altamente seletivo que determina a deposição. Entretanto, as amostras de sedimentos finos no depósito representam uma componente muito importante do processo de transferência dos sedimentos da sua fonte até a rede de drenagem, pois esses sedimentos serão facilmente mobilizados nos eventos seguintes, estando mais próximo da rede de drenagem. Os resultados das concentrações de carbono e nutrientes em amostras de sedimento fino obtidas em amostras de depósitos no exutório de cada unidade de monitoramento em diferentes eventos são apresentados na Figura 4.

Figura 4. Variação da concentração de carbono, nitrogênio e nutrientes presentes nos depósitos dos exutórios.



Fonte: Autor (2022)

As concentrações dos nutrientes nos sedimentos depositados são sensivelmente menores que aquelas nos sedimentos em suspensão. Isso demonstra claramente que os sedimentos presentes no depósito não representam a mesma característica dos materiais transportados em suspensão e não podem ser usados como representativos das perdas. Entretanto, os resultados

da concentração dos nutrientes nos depósitos é uma importante informação para demonstrar uma componente do processo de transferência de sedimentos na bacia vertente, bem como para comparação relativa da perda existente em cada unidade de monitoramento. Uma descrição com as quantificações das concentrações de nutrientes e do percentual de N e C presentes nas amostras de sedimentos depositados no exutório de cada unidade de monitoramento, será apresentado abaixo.

Cálcio (Ca)

A média e mediana de concentração de cálcio nos depósitos de sedimentos na M2 (média ~ 1000 mg kg⁻¹) foram superiores à da M1 (média ~870 mg kg⁻¹). Na BCT, a média foi de ~ 910 mg kg⁻¹ enquanto na BST ~1080 mg kg⁻¹.

Magnésio (Mg)

O comportamento da concentração de magnésio nos depósitos foi similar ao do cálcio. Na M2 (média ~ 300 mg kg⁻¹) a média e a mediana foram superiores à da M1 (média ~ 265 mg kg⁻¹). Na BCT a média (~ 300 mg kg⁻¹) e a mediana foram ligeiramente superiores à da BST (média ~270 mg kg⁻¹).

Potássio (K)

Amplitude, média e mediana observadas para concentração de potássio na M1 e M2 foram similares. A média na M1 e na M2 foram, respectivamente, de ~ 162 e 169 mg kg⁻¹. Enquanto na M4 (média ~ 300 mg kg⁻¹), a mediana e a média foram inferiores à da M3 (média ~ 210 mg kg⁻¹). BCT e BST a amplitude de concentrações em cada foi similar, apesar de a mediana na BCT ter sido ligeiramente superior à da BST.

Fósforo (P)

A amplitude, mediana e média de concentrações na M1 e M2 foram similares. A média de ambas foi de aproximadamente ~ 57 mg kg⁻¹. O comportamento da M3 e M4 foi similar ao das concentrações de potássio. Amplitude, média e mediana também foram similares na BCT (média ~ 63 mg kg⁻¹) e BST (média ~ 61 mg kg⁻¹).

Nitrogênio (N) e Carbono (C)

Os percentuais de nitrogênio e carbono nos depósitos de sedimentos tiveram comportamento similar. As amplitudes foram maiores na M2 do que na M1, apesar de a mediana ter sido superior na M1. A mediana na M1 foi de ~ 0,15% de N e na M1 foi de ~ 1,4% de C. A mediana da M3 foi de ~0,16 % de N e ~ 1,5 % de C e não há dados para a M4. A amplitude de percentuais de nitrogênio e carbono na BCT foram superiores às da BST. A mediana da BCT para percentual de nitrogênio foi de ~ 0,14 % e de carbono ~ 1,40 %. Na BST, as amplitudes foram menores, mas a mediana foi superior para carbono e nitrogênio, sendo que para o N a mediana foi de ~ 0,16 % e C, ~ 1,62 %.

4.2 PERDAS DE NUTRIENTES ASSOCIADAS AO ESCOAMENTO SUPERFICIAL E À PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS

4.2.1 Perdas na fase dissolvida

As concentrações dos nutrientes, apresentadas nos itens anteriores, podem não representar um problema se as quantidades de escoamento e de sedimentos geradas não é significativa. Nestes casos, por exemplo, o sistema tem potencial de perda de nutrientes, mas, de fato, a perda não acontece pela reduzida quantidade de água e sedimentos exportados da gleba de produção. Para ampliar o entendimento do potencial real de perda de nutrientes nos diferentes manejos utilizamos os volumes de escoamento superficial e a produção de sedimentos em conjunto com a informação da concentração do nutriente. Assim, foi possível quantificar as perdas reais expressos em massa por unidade de área associados à água e aos sedimentos em suspensão.

Nas tabelas 9 e 10 estão apresentadas as perdas de cada nutriente na sua forma dissolvida, nas bacias e nas macroparcelas, respectivamente. Os resultados das perdas totais dos nutrientes são apresentados por evento e divididos pela área de cada unidade (g ha^{-1}). Dessa forma é possível comparar os resultados independente das diferenças nas áreas de contribuição de cada unidade. Além da perda dos nutrientes, também apresentamos a lâmina (mm) de precipitação e de escoamento superficial do evento em questão.

Tabela 9. Perdas de nutrientes na forma dissolvida associadas ao volume de escoamento na bacia com terraço (BCT) e na bacia sem terraço (BST).

	P	Q	N total	P	K	Ca	Mg	Cu	Zn
	mm	mm				g ha⁻¹			
BCT									
10/09/2014	31	0,03	0,17	NA	0,13	NA	NA	NA	NA
30/09/2014	45	0,26	1,30	NA	7,94	NA	NA	NA	NA
30/10/2014	69	0,09	2,46	0,11	3,39	3,80	0,53	0,03	0,02
1/01/2015	25	0,28	24,33	0,95	16,33	14,37	7,69	0,06	0,20
27/01/2015	24	0,02	1,34	0,04	0,62	0,70	0,19	0,00	0,01
27/05/2015	62	0,33	3,14	0,40	7,76	13,40	3,80	0,03	0,03
20/09/2015*	89	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
22/09/2015	122	0,36	1,29	0,11	5,68	13,10	4,00	0,04	0,14
8/10/2015	160	29,20	NA	2,92	0,00	286,16	78,84	0,00	2,92
24/12/2015	85	35,24	207,20	35,24	306,57	274,86	91,62	0,00	0,00
26/05/2017	73	25,71	695,49	36,00	930,82	933,39	370,27	0,00	0,00
7/06/2017	116	9,59	NA	8,63	272,35	335,64	155,35	0,00	0,00
13/08/2017	72	0,38	5,05	0,19	21,17	26,29	10,83	0,00	0,00
11/10/2017	65	5,75	371,59	17,23	502,12	282,66	120,07	0,00	0,00
15/03/2018	82	3,09	46,06	3,40	221,72	97,10	48,55	0,00	0,00
BST									
14/09/2014	41	4,16	16,29	NA	NA	NA	NA	NA	NA
30/09/2014	45	4,40	32,79	NA	94,23	NA	NA	NA	NA
18/10/2014	14	0,08	0,83	0,09	3,12	4,02	0,72	0,02	0,02
1/01/2015	25	4,02	157,44	15,66	187,57	212,07	54,63	0,80	0,80
27/01/2015	24	0,32	23,54	1,75	22,24	28,15	8,23	0,06	0,26
27/05/2015	62	9,08	NA	10,90	229,78	417,79	108,99	1,81	1,81
20/09/2015	89	0,73	NA	0,95	4,24	18,12	4,53	0,07	0,58
22/09/2015	122	6,67	0,00	6,00	52,03	221,47	62,70	0,00	1,33
8/10/2015	160	70,87	NA	49,61	0,00	1502,49	411,06	0,00	7,09
24/12/2015	85	42,11	NA	164,22	947,41	749,51	248,43	0,00	0,00
26/05/2017	73	30,04	317,91	33,04	853,05	883,09	288,35	0,00	3,00
7/06/2017	116	21,57	456,59	15,10	314,92	442,19	187,66	0,00	0,00
13/08/2017	72	1,42	5,53	0,28	92,91	87,12	35,02	0,00	0,00
11/10/2017	65	17,02	1220,93	42,55	1152,24	1090,97	416,98	0,00	0,00
15/03/2018	82	13,58	463,11	12,22	653,17	535,03	308,25	0,00	0,00

NA: Evento não amostrado.

Como pode ser observado na tabela 9, as perdas de nutrientes na forma dissolvida são dependentes da quantidade de escoamento perdida. Outra importante constatação é que os eventos de grande magnitude foram responsáveis pela grande parte do total perdido, considerando o conjunto de eventos monitorados. A bacia BCT apresentou apenas 6 eventos que tiveram escoamento superior a 1 mm correspondendo aos eventos de maior pluviosidade e outros eventos quando ocorreu extravasamento dos terraços.

A BCT apresentou 3 eventos com coeficiente de escoamento superior a 10 %. Quando somados totalizam ~90 mm de lâmina de escoamento. Já na BST ocorreram 7 eventos que, quando somados, totalizam ~195 mm de lâmina de escoamento. Para os maiores eventos em termos de geração de escoamento, houve 2 eventos que correspondem em mesma data para BCT e BST, sendo que o comportamento da perda total de nutrientes foi semelhante entre as duas bacias para a data de 26/05/2017, porém na comparação entre todos os eventos, a BCT teve menores perdas totais de nutrientes mesmo em situações de volumes de escoamento semelhantes. Na BST, na maioria dos eventos, o aumento da perda dos nutrientes foi relativo ao volume de escoamento superficial, sendo possível observar o mesmo efeito na BCT, porém em menor proporção. Apesar da importância do volume de escoamento na definição da magnitude das perdas, as concentrações também são importantes. Isso pode ser notado nos valores de N, por exemplo, na data 26/05/2017 onde a BCT apresentou menor volume escoado e aproximadamente o dobro da perda de N total em relação a BST (Tabela 9).

Na tabela 10 são apresentadas as perdas de nutrientes dissolvidos associados ao volume de escoamento nas macroparcelas. Os manejos de solo e de planta adotados nas macroparcelas, apresentam pequeno impacto na perda de nutrientes. Da mesma forma, como ocorreu para as bacias (BST e BCT), o volume de escoamento superficial define a magnitude das perdas dos nutrientes.

Tabela 10. Perdas de nutrientes na forma dissolvida nas macroparcelas (M1 a M4).

	P mm	Q mm	N total	P	K	Ca g ha⁻¹	Mg	Cu	Zn
M1									
08/10/2015	160	NA	NA	0,0	477,6	79,6	5,7	17,1	NA
24/12/2015	85	NA	117,8	696,6	850,3	230,5	0,0	10,3	NA
17/10/2016	66	7,0	0,1	2,0	2,7	1,1	0,0	0,2	7,0
18/05/2017	45	1,8	0,0	0,6	0,6	0,3	0,0	0,0	1,8
26/05/2017	73	262,1	8,9	274,9	295,7	89,2	0,0	1,5	262,1
07/06/2017	116	134,9	2,8	190,6	173,9	79,1	0,0	0,0	134,9
13/08/2017	72	26,0	3,7	44,4	48,6	21,4	0,0	0,0	26,0
11/10/2017	65	NA	26,9	592,8	308,9	100,7	0,0	0,0	NA
M2									
08/10/2015	160	NA	54,2	528,2	1408,6	365,7	0,0	13,5	NA
24/12/2015	85	358,8	140,0	420,0	549,2	236,9	0,0	0,0	358,8
17/10/2016	66	NA	5,0	55,7	66,4	27,8	0,0	0,3	NA
18/05/2017	45	7,9	1,1	24,3	14,3	6,5	0,0	0,1	7,9
26/05/2017	73	540,3	66,4	523,3	719,8	232,3	0,0	2,5	540,3
07/06/2017	116	407,9	8,3	208,1	186,7	69,4	0,0	0,0	407,9
13/08/2017	72	225,9	45,0	391,1	309,6	116,2	0,0	0,0	225,9
11/10/2017	65	251,3	40,4	617,3	294,4	123,5	0,0	0,0	251,3
15/03/2018	82	65,3	3,3	97,1	52,6	24,1	0,0	0,0	65,3
M3									
08/10/2015	160	0,0	87,8	856,4	1240,7	307,4	0,0	0,0	0,0
24/12/2015	85	614,8	51,0	262,7	235,3	54,9	0,0	0,0	614,8
17/10/2016	66	NA	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	NA	NA
18/05/2017	45	5,0	0,5	6,6	9,3	2,0	0,0	0,1	5,0
26/05/2017	73	NA	46,9	1421,1	568,8	311,9	0,0	0,0	NA
07/06/2017	116	100,2	7,4	205,6	185,2	83,5	NA	0,0	100,2
13/08/2017	72	12,9	4,0	30,4	24,8	10,0	0,0	0,0	12,9
11/10/2017	65	0,8	0,3	2,6	2,5	0,8	0,0	0,0	0,8
M4							0,0		
08/10/2015	160	NA	84,0	543,2	2172,8	291,2	0,0	0,0	NA
24/12/2015	85	NA	140,2	1092,6	834,6	213,4	0,0	3,2	NA
17/10/2016	66	NA	1,3	37,4	25,5	9,1	0,0	0,1	NA
18/05/2017	45	4,2	0,8	21,3	17,0	7,1	0,0	0,1	4,2
26/05/2017	73	NA	18,7	699,1	835,8	341,8	0,0	0,0	NA
07/06/2017	116	137,3	12,4	365,1	646,5	266,7	0,0	0,0	137,3
13/08/2017	72	6,3	6,3	51,6	45,5	16,4	0,0	0,0	6,3

P: precipitação (mm), Q: escoamento superficial (mm), N_{total}= NH₄ + NO₃⁻ + NO₂⁻, NA: sem dados monitorados.

As macroparcelas escarificadas (M3 e M1) foram as que tiveram os menores volumes de escoamento. As menores perdas de fósforo, cálcio e magnésio foram nos menores escoamentos. Comparando as macroparcelas M1 e M2, a soma das perdas de N total, fósforo, potássio, cálcio e magnésio na água do escoamento são superiores na M2 e o comportamento inverso se observa para cobre e zinco. Já entre as macroparcelas M3 e M4, a soma das perdas de fósforo, cálcio, magnésio e zinco foram superiores na M3, as perdas de N total foram inferiores na M4 e as perdas de fósforo foram similares nas duas parcelas. A maior e menor perda de N total ocorreram respectivamente, nas macroparcelas M2 e M4 não escarificadas, sendo também as que apresentaram os maiores volumes de escoamento registrados. As maiores perdas de potássio ocorreram em M4 e M3, comparando-se com M2 e M1, houve diferença superior de 1,8 vezes da M4 em relação a M1.

4.2.2 Perdas na fase sólida

Nas tabelas 11 e 12 são apresentadas as perdas de nutrientes associadas aos sedimentos em suspensão, nas bacias e macroparcelas, respectivamente. Os valores foram padronizados em $g\ ha^{-1}$ para facilitar a comparação, já que há pequenas diferenças de área entre as macroparcelas e entre as bacias.

Assim como na análise da perda de nutrientes dissolvidos na água, a magnitude das perdas de nutrientes associados aos sedimentos é governada pela magnitude da produção de sedimento no evento. Neste caso, o manejo aplicado influencia sobremaneira a redução da produção de sedimentos e, conseqüentemente, a perda de nutrientes. A menor erosão e produção de sedimentos determinada pela presença de terraço, por exemplo, diminuiu a mobilização e a transferência de material na BCT.

Tabela 11. Perdas de nutrientes associada à produção de sedimentos em suspensão na bacia com terraço (BCT) e na bacia sem terraço (BST).

DATA EVENTO	PS kg ha⁻¹	Ca	Mg g ha⁻¹	K	P
BCT					
02/09/2014	0,5	0,8	0,3	0,3	0,0
10/09/2014	0,3	NA	NA	1,6	0,1
14/09/2014	1,6	4,8	1,0	4,2	0,1
30/09/2014	0,4	0,9	0,1	0,6	0,1
03/11/2014	5,3	16,6	2,3	63,4	1,6
18/10/2014	0,0	NA	NA	0,2	0,0
30/10/2014	0,0	NA	NA	0,1	0,0
01/01/2015	1,4	4,5	0,7	6,7	0,3
27/01/2015	0,2	0,8	0,2	0,7	0,1
14/12/2015	0,3	1,3	0,4	NA	1,2
23/12/2015	243,0	NA	NA	220,7	50,4
13/05/2017	2,1	6,5	2,6	4,7	0,6
BST					
02/09/2014	2,9	5,2	2,2	NA	3,7
10/09/2014	0,1	0,4	0,0	1,1	0,1
14/09/2014	3,7	9,6	1,2	12,5	1,6
30/09/2014	1,4	NA	NA	7,0	0,8
03/11/2014	2,3	8,0	1,0	NA	2,2
18/10/2014	0,0	0,2	0,0	0,4	0,0
01/01/2015	3,4	11,5	3,9	22,7	1,4
27/01/2015	1,1	10,1	4,8	11,3	1,1
08/10/2015	32,7	NA	NA	43,2	15,4
14/12/2015	8,2	50,2	15,6	86,1	19,9
13/05/2017	16,3	54,8	22,0	33,2	4,5

*NA – Sem dados coletados

*PS – Produção de sedimentos

Na BCT a produção de sedimentos foi aproximadamente 3,1 vezes menor que na BST, além de apresentar apenas um evento significativo (243 kg ha⁻¹), correspondente a data 23/12/2015, o qual esteve associado ao transbordamento do terraço.

A redução de sedimentos foi fortemente influenciada pelo maior aporte de fitomassa existentes na M3 e M4. Não houve geração de sedimentos significativa na M4 passível de quantificação e na M3 apenas um evento. Apesar do pequeno número de amostras, a análise das perdas na M1 e M2 indica que as perdas de nutrientes são significativas, especialmente nos eventos de grande magnitude. Importante enfatizar que as perdas são em um único evento. A extrapolação dessa informação para estimativas de perdas anuais depende da frequência e magnitude dos eventos de chuva no ano, bem como das características fisiográficas de cada encosta.

Tabela 12. Perdas de nutrientes associadas à produção de sedimentos nas macroparcelas (M1 a M4).

DATA EVENTO	PS kg ha⁻¹	Ca	Mg g ha⁻¹	K	P
M1					
20/07/2015	35,3	64,553	22,908	14,925	3,806
23/12/2015	183,9	NA	NA	230,314	37,567
17/10/2016	2,8	5,764	2,379	2,010	0,333
M2					
20/07/2015	43,7	65,579	20,601	16,158	3,345
8/10/2015	84,3	NA	NA	218,831	22,577
23/12/2015	278,9	576,417	218,918	326,575	75,398
17/10/2016	35,6	NA	NA	46,375	6,024
13/05/2017	0,0	NA	NA	0,000	0,000
M3					
20/07/2015	8,7	NA	NA	53,061	5,501

PS: Produção de sedimentos

Quando comparado as perdas de nutrientes dissolvidos na água do escoamento e associados ao sedimento, observa-se que o volume total de escoamento superficial é o principal meio de perda de nutrientes. O principal meio de perda de fósforo, potássio, cálcio e magnésio,

tanto na BCT quanto na BST, ocorre via nutrientes dissolvidos na água do escoamento superficial, com as concentrações sendo mais elevadas na BST. Assim como as concentrações de cálcio e magnésio associados aos sedimentos, especialmente, são maiores na BST do que na BCT.

5 DISCUSSÃO

5.1 DINÂMICA DAS PERDAS DOS NUTRIENTES

O comportamento das concentrações variou enormemente em função da época do ano e da magnitude dos eventos, porém não foi possível estabelecer um padrão correlacionado com esses fatores controladores. Os resultados mostram que os manejos mais conservacionistas (BCT, M3 e M4) não afetam sensivelmente a concentração de nutrientes no escoamento. Inclusive, os valores da mediana de alguns nutrientes (Ca, Mg, P e K) são maiores na BCT, M3 e M4. Entretanto, devido a variabilidade das concentrações encontradas entre os eventos, a análise é inconclusiva. Para tanto, supõe-se necessário um maior número de eventos monitorado para quantificar o impacto gerado pelas atividades de adubação e manejo do solo, e das condições de cobertura do solo, bem como avaliar o efeito da magnitude dos eventos no processo de mobilização e transferência dos nutrientes.

O comportamento de maior concentração de nutrientes para cultivos mais conservacionista também foi observado por outros autores. Burwell, Timmons e Holt (1975) relataram que sob PD as concentrações de nutrientes no escoamento superficial foram mais elevadas do que no cultivo convencional e houve um enriquecimento de nitrogênio e fósforo nos sedimentos erodidos. Bertol et al. (2004) avaliaram a concentração de fósforo e potássio em amostras de escoamento superficial em pequenas parcelas submetidas à semeadura direta por 6 e 9 anos. As concentrações de fósforo e potássio na parcela com semeadura direta há 9 anos foram mais elevadas, indicando o potencial da perda de nutrientes caso não haja o controle do escoamento. Entretanto, estes estudos não avaliaram o terraço em suas avaliações, apenas manejo de plantas e de solos.

Botero-Acosta, Chu e Huang (2019) consideraram que a rotação de culturas e plantas de coberturas foram fundamentais para a redução da produção de NO_3^- e de sedimentos em uma bacia na região central de Illinois. Na Áustria Klik e Rosner (2020) relataram que a perda de solo, nitrogênio total e fósforo foi menor sob o efeito do PD e de cobertura morta quando comparados ao cultivo tradicional (CT). Os autores demonstraram o resultado positivo do PD devido a menor geração de escoamento superficial, no entanto a concentração de nutrientes em sedimentos no PD foi superior ao CT. McDowell e McGregor (1984) observaram redução de 70 e 80% nas perdas de nitrogênio e fósforo, respectivamente, comparando sistema de cultivo convencional e plantio direto.

A concentração de nutrientes no escoamento superficial na BCT superou a BST em vários os eventos, no entanto a perda de nutrientes foi menor na BCT para a maioria deles, devido a menor geração de escoamento superficial. Uma hipótese para a menor concentração de nutrientes dissolvidos na água na BST em relação a BCT pode ser o efeito de diluição ocasionado pelo maior volume de escoamento na BST e a longa duração da propagação do escoamento superficial. Os nutrientes disponíveis na superfície do solo são carreados pelo escoamento ao longo de todo o evento. Barros et al. (2020) também relataram a maior concentração de nutrientes no escoamento superficial e nos sedimentos em sistemas conservacionistas, mas com a diminuição da perda total de nutrientes.

Importante salientar que menores concentrações de nutrientes na água do escoamento podem conduzir a elevadas perdas de nutrientes dependendo do volume de escoamento. Nesse estudo, os eventos de escoamento superficial de grande magnitude foram responsáveis pela grande parte da perda de nutrientes dissolvidos na água. Sendo assim, a quantificação das concentrações de nutrientes depende necessariamente da quantificação do escoamento superficial. Cabe enfatizar que a perda é definida por ambas as condições (volume de escoamento e concentração do nutriente). Em alguns eventos da BCT e da BST as perdas definidas pelas maiores concentrações de nutrientes foram semelhantes às perdas de eventos de maior magnitude de escoamento, mas com baixa concentração. Portanto, a utilização de medidas de controle de escoamento em conjunto com a rotação de culturas e uso de plantas de cobertura, é imprescindível para o controle das perdas de nutrientes, diminuindo os custos de produção e evitando a contaminação dos recursos hídricos. O terraço de infiltração otimiza o uso da água, pois o volume de água que seria livremente escoado para fora da lavoura, será armazenado no solo podendo ser utilizado pelas plantas e/ou propagado para camadas inferiores recarregando os lençóis freáticos (FREITAS et al., 2021; HORBE et al., 2021).

O cálcio e o potássio foram os elementos mais perdidos na forma dissolvida, tanto nas bacias de ordem zero como nas macroparcelas. Isso indica a fragilidade do sistema de produção considerando o desperdício de insumos. Grande parte dos solos da região sul do Brasil necessitam correção para adubação potássica (MOTERLE et al., 2019), bem como o cálcio que está presente no calcário, o qual é fundamental para a correção da acidez (CAIRES et al., 2008).

Um dos principais aspectos salientados pelos resultados é que o controle das perdas dos nutrientes é decorrente do controle do escoamento superficial, ou seja, a presença de terraços e a maior adição de fitomassa não afetou a magnitude das concentrações, mas controlaram a perda de nutriente pelo controle do escoamento. Isso reforça a potencial perda de nutrientes em áreas de PD bem conduzidos, caso não haja um bom manejo do escoamento.

O valor em si das concentrações de nutrientes, seja dissolvido no escoamento superficial ou associados aos sedimentos, não é informação suficiente para determinar maior ou menor perda de nutrientes, é necessário o monitoramento do volume de escoamento superficial e da produção de sedimentos para chegar em algo conclusivo. Como é possível verificar no evento de 26/05/2017, onde a BCT apresentou menor volume de escoamento superficial, no entanto a concentração dos nutrientes foi superior, de modo a igualar-se a perda da BST para a maioria dos nutrientes, como já discutido anteriormente. A partir do conjunto de eventos, não foi possível inferir as razões que expliquem a maior concentração de nutrientes na água do escoamento para M4 comparada a M3, mas a maior rugosidade imposta na M3 pela escarificação pode ter dificultado a propagação desses elementos associados ao escoamento. No evento do dia 26/05/2017, a M3 perdeu 2,5 e 2 vezes mais fósforo e potássio em relação a M4, apesar da M3 ter gerado menos escoamento. No evento seguinte, em 07/06/2017, o processo foi inverso, a M4 apresentou maior perda de P e K em relação à M3. Isso indica que o comportamento de cada evento não é independente e a transferência dos elementos depende de um complexo processo de redistribuição e mobilização dentro da encosta. As magnitudes das concentrações e das perdas de nutrientes variaram amplamente durante o monitoramento, tanto nos nutrientes dissolvidos na água como associados aos sedimentos.

Ao considerar que as unidades monitoradas representam glebas que compõem a paisagem de determinada bacia hidrográfica, os valores observados de concentração e, principalmente, as perdas de nutrientes tem elevado potencial de impacto aos recursos hídricos. Mesmo que os valores observados por unidade de área (gha^{-1}) sejam relativamente pequenos, o somatório desses valores na bacia hidrográfica impacta sobremaneira a qualidade dos recursos hídricos, face o seu potencial de eutrofização. Dito isso, compreender a contribuição do escoamento para a perda de nutrientes em escala de encosta é fundamental para a descrição dos processos, bem como para o planejamento agrícola e dos recursos hídricos. Na tabela 13, são apresentadas concentrações de nutrientes determinadas em diferentes bacias agrícolas no sul do Brasil. Esses resultados demonstram a grande amplitude de variação do comportamento dos nutrientes que reflete um conjunto amplo de fatores controladores.

Tabela 13. Estudos que avaliaram a concentração de elementos químicos em unidades de monitoramento em diferentes escalas.

Autores	Escala	Localização	Tipo de amostra	P	Ca	K	Mg	Cu	Zn	NO ₂ +NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	N
				Concentração média mg L ⁻¹								
Kaufmann et al. (2014)	1 m ²	Pejuçara, RS	Água	10,02						0,13 (NO ₂ ⁻) 1,3 (NO ₃ ⁻)	4,8	
Bertol et al. (2004)	77,3 m ²	Lages, SC	Água	0,92	-	10,87	-	-	-	-	-	-
Coblinski et al. (2019)	3000 m ²	Pinhais, PR	Água e sedimentos	0,2	-	-	-	-	-	1,3 (NO ₃ ⁻)	2,0	-
Capoane et al. (2015)	13,4 km ²	Palmitinho, RS	Água	0,9	-	-	-	-	-	2,1 (NO ₃ ⁻)	-	-
Martíni et al. (2021)	13,3 ha	Sarandi, RS	Água	0,059	-	-	-	-	-	1,11	0,06	2,1
Martíni et al. (2021)	19.1 ha	Coxilha, RS	Água	0,098	-	-	-	-	-	2,07	0,09	3,23
Bastos et al. (2021)	1,2 km ²	Arvorezinha, RS	Água e sedimentos	-	5,45	3,93	1,75	-	0,03	1,19	-	-
Bastos et al. (2021)	1,2 km ²	Arvorezinha, RS	Água e sedimentos	-	3,29	3,22	1,23	-	0,03	1,62	-	-
Bender et al. (2018)	1,2 km ²	Arvorezinha, RS	Água e sedimentos	0,08 e 1,5	-	-	-	-	-	-	-	-
Barros et al. (2020)	1,2 km ²	Arvorezinha, RS	Água e sedimentos	0,03	2,18	2,61	0,74	0,002	0,01	1,2 (NO ₃ ⁻)	-	-
Piazza et al. (2018)	2,28 km ²	Concórdia, SC	Água	0,1	2,6	1,4	2,2			2,9 (NO ₃ ⁻)	0,7	
Piazza et al. (2018)	5,70 km ²	Concórdia, SC	Água	0,1	3,0	1,4	2,4			3,5 (NO ₃ ⁻)	0,7	
Piazza et al. (2018)	29,9 km ²	Concórdia, SC	Água	0,1	3,1	1,3	2,3			2,8 (NO ₃ ⁻)	0,8	

Observa-se na Tabela 13 que escalas menores, como de parcelas agrícolas, apresentam maiores concentrações de P e K do que escalas maiores, nas quais as amostras geralmente são coletadas em rios. Coblinski et al. (2019), por exemplo, obtiveram concentração média de fósforo solúvel similar às concentrações médias obtidas nas macroparcelas e na BST. Porém, superior à concentração média obtida na BCT, evidenciando o potencial de reduzir a perda de nutrientes com o uso de práticas de disciplinamento do escoamento superficial no plantio direto. Esse potencial também pode ser observado no trabalho desenvolvido por Martíni et al. (2021), comparando concentrações de fósforo e N totais em duas bacias hidrográficas agrícolas de primeira ordem com e sem terraços. As concentrações desses nutrientes também foram inferiores na bacia com terraços (MARTÍNI et al., 2021).

Observando-se os dados apresentados na Tabela 13, as concentrações de nitrato e nitrito parecem aumentar com o incremento da escala amostral. No entanto, o efeito contrário pode ser observado para as concentrações de amônio. Isso pode ser atribuído às alterações das formas de nitrogênio durante o seu transporte na paisagem. Neste estudo na escala de encosta agrícola, as concentrações de nitrato e nitrito foram menores nas macroparcelas, seguidas pela BST e BCT. Já as concentrações médias de amônio foram menores na BST, seguidas pela média geral das macroparcelas e pela BCT. Diferente de Martíni et al. (2021), os resultados deste estudo mostram perdas maiores de N total na BST. Comparando as médias das macroparcelas escarificadas e as não escarificadas, observa-se que as macroparcelas que foram submetidas à escarificação apresentaram concentrações de nitrato, nitrito, amônio e N total superiores às não escarificadas. Esse resultado pode ser devido à maior mobilização do solo, fator que Kaufmann et al. (2014) atribuiu às maiores concentrações de nitrato no escoamento superficial.

É importante observar que as faixas de concentração medidas e os valores de perdas absolutos contribuí para preencher uma lacuna do conhecimento que envolve o monitoramento dos processos na escala intermediária (10^{-3} - 10^{-2} km²), que está entre as escalas de parcela (< 10^{-5} km²) e a escala de bacia (> 10^{-1} km²) é a de encosta. Além disso, o trabalho também evidencia a necessidade de combinar resultados da concentração dos poluentes com dados de vazão e de produção de sedimentos.

5.2 EFEITO DOS MANEJOS NAS PERDAS DOS NUTRIENTES

Apesar da ampla variação dos resultados das perdas de nutrientes nos diferentes sistemas de manejo do PD avaliados, podemos afirmar com que a maior adição de fitomassa e a presença de terraços exerce elevada eficiência na perda de sedimentos e de água,

consequentemente afetando a perda de nutrientes associados aos sedimentos e ao escoamento. Considerando a importância do volume do escoamento superficial para a perda de nutrientes, é fundamental a discussão da essencialidade das práticas complementares que detêm o escoamento, manejando água, seja para conter o escoamento superficial e a produção de sedimentos, como também aumentando a disponibilidade hídrica (HORBE et al. 2021; FREITAS et al. 2021).

Os terraços de infiltração foram amplamente utilizados pelos agricultores do Sul do Brasil, mas, nas últimas décadas, grande parte dos mesmos foram suprimidos dos sistemas de produção. Os terraços são intervenções mecânicas que alteram o comportamento da água nas encostas com forte influência na retenção de nutrientes (ROCHA et al., 2012; PROSSER et al., 2020). Lü et al. (2007) mencionam que o comprimento de rampa influencia as perdas de nutrientes pela erosão. Esse efeito pode ser observado nos resultados que demonstram perdas menores de nutrientes na BCT comparado a BST. Martíni et al. (2021) também observaram efeito positivo na redução da perda de nutrientes utilizando terraços na escala de bacia hidrográfica. Os autores mostram que na bacia com terraços de infiltração as perdas de fósforo, nitrogênio e carbono orgânico foram significativamente inferiores, contribuindo para a manutenção da qualidade dos recursos hídricos.

O evento ocorrido em 08/10/2015 correspondeu a maior geração de lâmina de escoamento superficial para a BST (~71 mm), proporcionando a maior perda total de cálcio dissolvido na água do escoamento superficial (~1,5 kg ha⁻¹) e correspondeu ao evento com a segunda maior perda de fósforo (0,05 kg ha⁻¹) e magnésio (0,4 /kg ha⁻¹) dissolvidos. O evento de 08/10/2015 na BCT apresentou lâmina de escoamento superficial ~2,4 vezes inferior à BST, reduzindo em 16 vezes a perda de fósforo e 5 vezes de cálcio e magnésio na água do escoamento. De qualquer forma, é necessário ampliar os estudos nesta escala para melhor compreender a dinâmica do processo de mobilização e transferência de nutrientes.

Os efeitos positivos do PD para o controle da erosão hídrica em comparação ao cultivo tradicional são importantes e inquestionáveis (BARBOSA et al., 2021; MERTEN et al., 2015; KLIK e ROSNER, 2020). Apesar disso, o controle do escoamento superficial pode ser insuficiente com o uso exclusivo do PD (BERTOL et al., 2008; SUN et al., 2015; LONDERO et al., 2021a, 2021b). Sendo assim, o efeito do excesso de escoamento em áreas de PD pode desencadear processos erosivos significativos bem como um aumento na produção de sedimentos da bacia hidrográfica (DIDONÉ et al., 2014; KUROTHE et al., 2014). Esta condição tem sido recorrente nos últimos anos, causando preocupações relacionadas a quantidade de insumos perdidos associado ao escoamento e aos impactos na qualidade da água.

O fato se torna cada vez mais importante, pois o PD tende a aumentar a concentração de nutrientes na camada superficial do solo, tornando-se facilmente disponível para ser transportada pelo escoamento superficial e pela mobilização de sedimentos (BERTOL et al., 2005; BERTOL et al. 2007; BERTOL et al. 2011; GOULARTE et al., 2020; KLIK e ROSNER, 2020; BARBOSA et al 2021). Sendo assim, é fundamental que outras estratégias de controle do movimento de nutrientes na paisagem e conservação dos ambientes terrestres e aquáticos sejam implantadas (ROCHA et al., 2012; COBLINSKI et al., 2019; BIEROZA et al., 2020; LONDERO et al., 2021a, 2021b). Importante enfatizar que, mesmo que as quantidades de nutrientes perdidos sejam baixas por unidade de área, o somatório dessas descargas nos rios tem elevado potencial poluidor e de eutrofização (SHARPLEY et al., 1993; HART, QUIN e NGUYEN, 2004).

Uma das estratégias mais comuns adotadas atualmente para controlar o escoamento superficial tem sido a escarificação (CÂMARA; KLEIN, 2005). Essa prática tem a vantagem de não criar uma barreira física nas lavouras, permitindo o cultivo em linhas retas (morro acima, morro abaixo). A prática tem como propósito aumentar a infiltração de água em PD, com a expectativa de controlar o escoamento superficial. No entanto, a eficiência da técnica é baixa, especialmente nos eventos de grande magnitude (LONDERO, 2021a). Além disso, Drescher et al. (2011) indica que a eficiência da escarificação é efêmera e pouco sustentável a longo prazo, sendo necessário repetir a operação dentro de um a dois anos. Conforme o trabalho realizado por Prando et al. (2010), onde identificaram efeito positivo da escarificação para infiltração apenas no primeiro ano, quando comparado ao manejo sem escarificação com rotação de culturas. A necessidade de repetir a escarificação torna tal prática economicamente inviável e com efeitos deletérios à estrutura dos solos. Na condição de baixo aporte de fitomassa (M1 vs. M2) o efeito da escarificação foi quantificável, pois as perdas são maiores (Tabela 10). No entanto, ao comparar a M1 com M3 e M4, identifica-se que a fitomassa é importante para a redução de perda de sedimentos e consequente redução de perda de nutrientes a eles associados.

Quando comparamos o volume de escoamento nas macroparcelas (M1 e M3 vs. M2 e M4) não é possível identificar que a escarificação possui um padrão definido de redução das perdas nos eventos de grande magnitude. No dia 08/10/2015, M1 e M3 apresentaram volumes de escoamento superficial semelhantes a M4, para o evento do dia 24/12/2015 os volumes do escoamento superficial entre M1 e M2 foram semelhantes e comparando M3 com M4. A parcela sem escarificação e com alto aporte de fitomassa (M4) teve menor escoamento superficial para o evento mencionado.

O evento de 24/12/2015 apresentou as maiores perdas de fósforo com 117 e 139 g ha⁻¹ na M1 e M2, respectivamente. O coeficiente de escoamento na M1 foi de 60% e na M2 de 63% de uma precipitação de 85mm. Esse evento expressa a susceptibilidade do PD em uma condição de baixa proteção da superfície e a ineficiência da escarificação em uma condição de elevada magnitude. O evento ocorreu logo após a semeadura da soja com deposição de fertilizantes em sulco, contribuindo para a maior perda de nutrientes. Neste evento, a concentração de fósforo na água do escoamento foi de 0,23 mg L⁻¹ na M1 e 0,26 mg L⁻¹, demonstrando a importância de monitorar tanto a concentração dos nutrientes como a lâmina de escoamento, pois em grande escala pequenas variações de concentração representam perdas significativas. No evento de 24/12/2015, as lâminas de escoamento para M3 e M4 foram 39,21 mm e 31,85 mm respectivamente, no entanto a M4 perdeu quantidades superiores de nutrientes na ordem de 2,7, 4,1, 3,5, 3,8 vezes a mais que a M3 para fósforo, potássio, cálcio e magnésio respectivamente. Apesar da M4 ter gerado menor lâmina de escoamento superficial as perdas de nutrientes foram muito superiores, pois a concentração dos nutrientes na água do escoamento superficial determinou a sua magnitude. O K, por exemplo, teve concentração 5 vezes superior. Isso indica que, mesmo sob condição ótima de manejo de solo e de planta, o manejo do escoamento é essencial para o controle da perda de água e de nutrientes.

6 CONCLUSÕES

Os resultados deste estudo envolvem a quantificação dos efeitos do escoamento superficial e da erosão sobre a perda de nutrientes no PD na escala da paisagem. O estudo apresenta informações de como diferentes manejos afetam a concentração e perda de nutrientes. As principais conclusões encontradas foram:

- 1 – A perda de nutrientes dissolvidos na água do escoamento superficial é sensivelmente maior do que as perdas associadas aos sedimentos em suspensão.
- 2 - Os eventos de grande magnitude, mesmo que pouco frequentes, são responsáveis por grande parte da perda monitorada no período.
- 3 – Os efeitos da presença dos terraços e da maior adição de fitomassa afetam as perdas de nutrientes pelo maior controle do escoamento, mesmo que as concentrações de nutrientes tenham sido maiores nestas unidades em alguns eventos. Os resultados contribuem para reforçar o uso de práticas complementares de conservação do solo combinadas ao PD.
- 4 – A concentração dos nutrientes dos depósitos de sedimentos não é equivalente aos sedimentos em suspensão e, por isso, não podem ser usados para representar os sedimentos em suspensão, apesar disso a caracterização desse componente do processo erosivo é importante para o estudo dos processos de transferência de sedimentos na escala de bacia.
- 5 - As quantidades de nutrientes perdidos por evento indicam alto risco de contaminação de águas superficiais pela eutrofização, aumento dos custos de tratamento da água para abastecimento e potencial de contaminação da água com impactos à saúde da população.
- 6 - A elevada variabilidade encontrada entre os eventos fortalece a importância do monitoramento de unidades experimentais para a descrição precisa dos fatores controladores.

REFERÊNCIAS

ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.

ANGHINONI, I. **Fertilidade do solo no ambiente subtropical**. In: Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, 30. Anais. 2005, Recife. Anais. Recife: SBCS/UFRPE, 2005. CD-ROM.

BAKER, J. L. et al. Understanding nutrient fate and transport, including the importance of hydrology in determining field losses, and potential implications for management systems to reduce those losses. In: Final report: Gulf hypoxia and local water quality concerns workshop. **Am. Soc. of Agricultural and Biological Engineers**, St. Joseph, MI, p. 1-17, 2008.

BARBOSA, F T. et al. The effects of previous crop residue, sowing direction and slope length on phosphorus losses from eroded sediments under no-tillage. **Soil and Tillage Research**, v. 206, p. 104780, 2021.

BARCELOS, A. A.; CASSOL, E. A.; DENARDIN, J. E. Infiltração de água em um Latossolo Vermelho-Escuro sob condições de chuva intensa em diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 23, n. 1, p. 35-43, 1999.

BARROS, C. A. et al. Investigating the relationships between chemical element concentrations and discharge to improve our understanding of their transport patterns in rural catchments under subtropical climate conditions. **Science of the Total Environment**, v. 748, p. 141345, 2020.

BASTOS, F. et al. Strategies for identifying pollution sources in a headwater catchment based on multi-scale water quality monitoring. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 193, n. 4, p. 1-24, 2021.

BENDER, M. A. et al. Phosphorus dynamics during storm events in a subtropical rural catchment in southern Brazil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 261, p. 93-102, 2018.

BERTOL, I. et al. Perdas de fósforo e potássio por erosão hídrica em um Inceptisol sob chuva natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, p. 485-494, 2004.

BERTOL, I. et al. Soil tillage, water erosion, and calcium, magnesium and organic carbon losses. **Scientia Agricola**, v. 62, p. 578-584, 2005.

BERTOL, I. et al., Phosphorus, potassium and organic carbon concentrations in runoff water and sediments under different soil tillage systems during soybean growth. **Soil and Tillage Research**, v. 94, n. 1, p. 142-150, 2007.

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

BERTOL, O. J. et al. Perda de nutrientes via escoamento superficial no sistema plantio direto sob adubação mineral e orgânica. **Ciência Rural**, v. 41, n. 11, p. 1914-1920, 2011.

BIEROZA, M. et al. Hydrological and Chemical Controls on Nutrient and Contaminant Loss to Water in Agricultural Landscapes. **Water**, v. 12, n. 12, p. 3379, 2020.

BOTERO-ACOSTA, A.; CHU, M. L.; HUANG, C. Impacts of environmental stressors on nonpoint source pollution in intensively managed hydrologic systems. **Journal of Hydrology**, v. 579, p. 124056, 2019.

BURWELL, R. E.; TIMMONS, D. R.; HOLT, R. F. Nutrient transport in surface runoff as influenced by soil cover and seasonal periods. **Soil Science Society of America Journal**, v. 39, n. 3, p. 523-528, 1975.

CAIRES, E. F. et al. Effects of soil acidity amelioration by surface liming on no-till corn, soybean, and wheat root growth and yield. **European Journal of Agronomy**, v. 28, n. 1, p. 57-64, 2008.

CAMARA, R. K.; KLEIN, V. A. Escarificação em plantio direto como técnica de conservação do solo e da água. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 29, p. 789-796, 2005.

CAPOANE, V. et al. Transfer of nitrogen and phosphorus to surface water in a watershed with agriculture and intensive livestock production in Southern Brazil/Transferencia de nitrogenio e fosforo para aguas superficiais em uma bacia hidrografica com agricultura e producao pecuaria intensiva no Sul do Brasil. *Ciência Rural*, v. 45, n. 4, p. 647-651, 2015.

CHAPMAN, D. V. (Ed.). **Water quality assessments: a guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring**. CRC Press, 1996.

COBLINSKI, J. A. et al. Water, soil and nutrients losses by runoff at hillslope scale in agricultural and pasture production in Southern Brazil. **Journal of Agricultural Science**, v. 11, n. 6, p. 160, 2019.

CONAB. **Evolução dos custos de produção de soja no Brasil**. Compêndio de estudos CONAB, v.2,2016. Brasília: CONAB,2016. Disponível em: <https://www.conab.gov.br/institucional/publicacoes/compendio-de-estudos-da-conab/item/download/2512_c2638f76696e3b926ab22e93f9549d21>. Acesso em: 19 fev. 2021.

CONAMA. Resolução CONAMA n. 357 de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências, 2005, p. 27.

CORRELL, D. L. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: A review. **Journal of environmental quality**, v. 27, n. 2, p. 261-266, 1998.

DENARDIN, J. E.; SATTTLER, A.; SANTI, A. A erosão está de volta? **Embrapa Trigo**-Artigo de divulgação na mídia (INFOTECA-E), 2007.

DENARDIN, J. E. et al. **Sistema plantio direto**: evolução e implementação. In: PIRES, J.L.M. et al. Trigo no Brasil: bases para produção competitiva e sustentável. Passo Fundo: Embrapa Trigo, 2011. cap.7, p. 185-215.

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.

DRESCHER, M. S. et al. Persistência Do Efeito de Intervenções Mecânicas Para a Descompactação de Solos Sob Plantio Direto. **Revista Brasileira de Ciência Do Solo** 35 (5): 1713–22,2011.

FREITAS M. V. et al. Práticas de conservação de solo e água com ênfase nas “barraginhas”. Disponível em: < <https://meridapublishers.com/rad2/cap5.pdf> >. Acesso em: 25 jun. 2022.

GOULARTE, G. D. et al. Phosphorus loss index for conservation agriculture systems in Southern Brazil: A new approach to environmental risk assessment. **Science of The Total Environment**, v. 717, p. 137229, 2020.

HART, M. R.; QUIN, B. F.; NGUYEN, M. L. Phosphorus runoff from agricultural land and direct fertilizer effects: A review. **Journal of environmental quality**, v. 33, n. 6, p. 1954-1972, 2004.

HERNANI, L. C. et al. **Erosão e seu impacto no Brasil**. In: Uso agrícola dos solos Brasileiros. EMBRAPA, Rio de Janeiro, pp 47–60, 2002.

HERNANI, L. C.; KURIHARA, C. H.; SILVA, W. M. da. Sistemas de manejo de solo e perdas de nutrientes e matéria orgânica por erosão. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 23, n. 1, p. 145-154, 1999.

HÖRBE, T. et al. Gerenciando o escoamento na agricultura de sequeiro sob sistema de plantio direto: potencial para melhorar a produção agrícola. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 45, 2021.

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.

KAUFMANN, V.; PINHEIRO, A.; CASTRO, N. M. D. R. Transporte de compostos de carbono, nitrogênio e fósforo pelo escoamento da água em solos agrícolas na região sul do Brasil. RBRH: **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 19, n. 1, p. 75-86, 2014.

KLIK, A.; ROSNER, J. Long-term experience with conservation tillage practices in Austria: Impacts on soil erosion processes. **Soil and Tillage Research**, v. 203, p. 104669, 2020.

LONDERO, A. L. et al. Quantifying the impact of no-till on runoff in southern Brazil at hillslope and catchment scales. *Hydrological Processes*, v. 35, n. 3, p. e14094, 2021a.

LONDERO, A. L. et al. Quantifying the impact of no-till on sediment yield in southern Brazil at the hillslope and catchment scales. *Hydrological Processes*, v. 35, n. 7, p. e14286, 2021b.

LÜ, Y.; et al. Nutrient transport associated with water erosion: progress and prospect. **Progress in Physical Geography**, v. 31, n. 6, p. 607-620, 2007.

MANUAL, DE ADUBAÇÃO E DE CALAGEM. PARA OS ESTADOS DO RIO GRANDE DO SUL E SANTA CATARINA, **Comissão de Química e Fertilidade do Solo SC/RS**. Porto Alegre, 2004.

MARTÍNI, A. F. et al. Impacts of soil use and management on water quality in agricultural watersheds in Southern Brazil. **Land Degradation & Development**, v. 32, n. 2, p. 975-992, 2021.

MCDOWELL, L. L.; MCGREGOR, K. C. Plant nutrient losses in runoff from conservation tillage corn. **Soil and Tillage Research**, v. 4, n. 1, p. 79-91, 1984.

MERCHÁN, D. et al. Dissolved solids and suspended sediment dynamics from five small agricultural watersheds in Navarre, Spain: A 10-year study. **Catena**, v. 173, p. 114-130, 2019.

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

MIELNICZUK, J. et al. **Manejo de solo e culturas e sua relação com os estoques de carbono e nitrogênio do solo**. In: CURI, N.; MARQUES, J.J.; GUILHERME, L.R.G.; LIMA, J.M.; LOPES, A.S. & ALVAREZ V., V.H. Tópicos em ciência do solo. Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, v. 3. p. 209-248, 2003.

MOTERLE, D. F et al. Does Ferralsol clay mineralogy maintain potassium long-term supply to plants? **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 43, 2019.

MURPHY, J.; RILEY, J. P. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. **Analytica chimica acta**, v. 27, p. 31-36, 1962.

MUZILLI, O. **Plantio direto no Brasil**. In: A.L. Fancelli (Ed.). Atualização em Plantio Direto. Campinas: Fundação Cargill, 1985, p. 3-16.

PÄRN, J.; PINAY, G.; MANDER, Ü. Indicators of nutrients transport from agricultural catchments under temperate climate: A review. **Ecological indicators**, v. 22, p. 4-15, 2012.

PENNOCK, D.; MCKENZIE, N.; MONTANARELLA, L. Status of the World's Soil Resources (SWSR). **Main Report FAO**, Roma, Itália, 2015.

PIAZZA, G. A.; DUPAS, R.; GASCUEL-ODOUX, C.; GRIMALDI, C.; PINHEIRO, A.; KAUFMANN, V. Influence of hydroclimatic variations on solute concentration dynamics in nested subtropical catchments with heterogeneous landscapes. **Science of the Total Environment**, v. 635, p. 1091-1101, 2018.

PIMENTEL, D. et al. Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. **Science**, v. 267, n. 5201, p. 1117-1123, 1995.

PRANDO, M. B. et al. Infiltração de água no solo sob escarificação e rotação de culturas. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 34, p. 693-700, 2010.

PROSSER, R. S. et al. A review of the effectiveness of vegetated buffers to mitigate pesticide and nutrient transport into surface waters from agricultural areas. **Journal of environmental management**, v. 261, p. 110210, 2020.

REICOSKY, Don C. Conservation tillage is not conservation agriculture. *Journal of Soil and water conservation*, v. 70, n. 5, p. 103A-108A, 2015. Disponível em: <https://www.jswnonline.org/content/70/5/103A.short>. Acessado em: 24 nov 2021.

ROCHA, E. O. et al. The contribution of conservation practices in reducing runoff, soil loss, and transport of nutrients at the watershed level. **Water resources management**, v. 26, n. 13, p. 3831-3852, 2012.

SALTON, J. C.; HERNANI, L. C.; FONTES, C. Z. Sistema plantio direto: o produtor pergunta, a Embrapa responde. Brasília, DF: Embrapa-SPI; Dourados: **Embrapa Agropecuária Oeste**, 1998.

SANTOS, H. G. dos et al. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília, DF: Embrapa, 2018., 2018.

SHARMA, R.; BELL, R. W.; WONG, M. T. F. Dissolved reactive phosphorus played a limited role in phosphorus transport via runoff, throughflow and leaching on contrasting cropping soils from southwest Australia. *Science of the Total Environment*, v. 577, p. 33-44, 2017.

SHARPLEY, A. N.; DANIEL, T. C.; EDWARDS, D. R. Phosphorus movement in the landscape. *Journal of Production Agriculture*, v. 6, n. 4, p. 492-500, 1993.

SHARPLEY, A. N.; MCDOWELL, R. W.; KLEINMAN, P. J. Phosphorus loss from land to water: integrating agricultural and environmental management. *Plant and soil*, v. 237, n. 2, p. 287-307, 2001.

SMITHWICK, E. A. H. Nutrient flows in the landscape. *The Routledge Handbook of Landscape Ecology*, p. 140-158, 2021.

STIEGLITZ, M. et al. An approach to understanding hydrologic connectivity on the hillslope and the implications for nutrient transport. *Global biogeochemical cycles*, v. 17, n. 4, 2003.

STRECK, E. V. Mitos e verdades sobre a conservação do solo no Rio Grande do Sul. *Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável*. Revista quadrienal publicada pela Emater/RS-Ascar, Porto Alegre, v. 5, n. 1, p. 554-561, 2012.

SUN, Y. et al. No-tillage controls on runoff: A meta-analysis. *Soil and Tillage Research*, v. 153, p. 1-6, 2015.

TEDESCO, M. J. et al. *Análises de solo, plantas e outros materiais*. Porto Alegre: Ufrgs, 1995.

TIECHER, T. et al. Potential of phosphorus fractions to trace sediment sources in a rural catchment of Southern Brazil: comparison with the conventional approach based on elemental geochemistry. *Geoderma*, v. 337, p. 1067-1076, 2019.