



UDESC

UNIVERSIDADE DO ESTADO DE SANTA CATARINA – UDESC
CENTRO DE CIÊNCIAS AGROVETERINÁRIAS – CAV
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO

TESE DE DOUTORADO

**RELAÇÕES DA EROÇÃO HÍDRICA COM
SISTEMAS DE MANEJO DO SOLO E COM
COMPRIMENTOS DE DECLIVE**

BÁRBARA BAGIO

LAGES, 2020

BÁRBARA BAGIO

**RELAÇÕES DA EROÇÃO HÍDRICA COM SISTEMAS DE MANEJO DO SOLO E
COM COMPRIMENTOS DE DECLIVE**

Tese apresentada à Universidade do Estado de Santa Catarina e à Universidade da Coruña ao abrigo do Acordo para realização de Doutorado em Regime de Cotutela assinado entre as duas instituições para a obtenção do Grau de Doutora em Ciência do Solo pela Universidade do Estado de Santa Catarina e de Doutora pela Universidade da Coruña.

Orientadores: Prof. Dr. Ildegardis Bertol/ Prof. Dr Antonio Paz González

**Lages, SC
2020**

**Ficha catalográfica elaborada pelo programa de geração automática da
Biblioteca Setorial do CAV/UEDESC,
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)**

Bagio, Bárbara

Relações da erosão hídrica com sistemas de manejo do solo e
com comprimentos de declive / Bárbara Bagio. -- 2020.
142 p.

Orientador: Ildegardis Bertol

Coorientador: Antonio Paz González

Tese (doutorado) -- Universidade do Estado de Santa Catarina,
Centro de Ciências Agroveterinárias, Programa de Pós-Graduação
em Ciência do Solo, Lages, 2020.

1. Perdas de solo e água. 2. Perdas de nutrientes. 3.
Comprimento de declive. 4. Queima de campo nativo. I. Bertol,
Ildegardis. II. Paz González, Antonio . III. Universidade do Estado
de Santa Catarina, Centro de Ciências Agroveterinárias, Programa
de Pós-Graduação em Ciência do Solo. IV. Título.

BÁRBARA BAGIO

**RELAÇÕES DA EROSIÃO HÍDRICA COM SISTEMAS DE MANEJO DO SOLO
E COM COMPRIMENTOS DE DECLIVE**

Tese apresentada à Universidade do Estado de Santa Catarina e à Universidade da Coruña ao abrigo do Acordo para realização de Doutorado em Regime de Cotutela assinado entre as duas instituições para a obtenção do Grau de Doutora em Ciência do Solo pela Universidade do Estado de Santa Catarina e de Doutora pela Universidade da Coruña.

Banca Examinadora



Orientador/Presidente: _____

Prof. Dr. Ildgardis Bertol
Universidade do Estado de Santa Catarina – UDESC

PAZ GONZALEZ
ANTONIO -34603154E

Digitally signed by PAZ GONZALEZ ANTONIO - 34603154E
DN: c=ES, serialNumber=IDCES-34603154E,
givenName=ANTONIO, sn=PAZ GONZALEZ, cn=PAZ
GONZALEZ ANTONIO - 34603154E
Date: 2020.08.19 17:34:09 +02'00'

Orientador/Regime de Cotutela: _____

Prof. Dr. Antonio Paz González
Universidade da Coruña – UDC

Membro interno: _____

Prof. Dra. Letícia Sequinatto
Universidade do Estado de Santa Catarina – UDESC



Membro interno: _____

Prof. Dr. David José Miquelluti
Universidade do Estado de Santa Catarina – UDESC

Membro externo: _____

VIDAL VAZQUEZ EVA - DNI 34892502E

Firmado digitalmente por VIDAL VAZQUEZ EVA - DNI 34892502E
Nombre de reconocimiento (DN): c=ES, o=UNIVERSIDAD DE A CORUÑA, ou=CERTIFICADO ELECTRONICO
EMPLEADO PUBLICO, ou=SICA E CIENCIAS DA TERRA, ou=21084, serialNumber=IDCES-34892502E,
s=VIDAL VAZQUEZ, givenName=EVA, cn=VIDAL VAZQUEZ EVA - DNI 34892502E
Fecha: 2020.08.19 20:27:27 +02'00'

Prof. Dra. Eva Vidal-Vázquez
Universidade da Coruña – UDC

Membro externo: _____

LADO LIÑARES
MARCOS -

Firmado digitalmente por LADO LIÑARES
MARCOS - 33285093E
Nombre de reconocimiento (DN): c=ES,
serialNumber=IDCES-33285093E,
givenName=MARCOS, sn=LADO LIÑARES,
cn=LADO LIÑARES MARCOS - 33285093E
Fecha: 2020.08.19 14:51:30 +02'00'

33285093E Er. Marcos Lado Liñares
Universidade da Coruña - UDC

LAGES, 2020

A todos que se dedicam a pesquisa científica, buscando melhorar o cotidiano dos produtores, preservar os recursos naturais e gerar informação acessível a todos, OFEREÇO.

À minha família, por todo amor e cumplicidade, minha maior fonte de motivação, DEDICO.

AGRADECIMENTOS

Para construir esta tese, trabalhei com muitas pessoas cujas valiosas contribuições merecem uma menção especial. Agradeço ao meu orientador, Professor Ildegardis Bertol pela orientação, pelo exemplo profissional e pessoal, pela amizade, dedicação, incentivo e apoio incondicional em todas as etapas deste trabalho.

À UDESC, especialmente ao CAV e ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo pela formação científica. Aos professores do Departamento de Solos pela dedicação e conhecimento transmitido. Aos colegas de pós-graduação pela convivência e amizade. Aos demais técnicos e servidores que de alguma forma contribuíram para o desenvolvimento deste trabalho. Aos membros da banca pelas valiosas contribuições.

A todos os integrantes do laboratório de Uso e Conservação do Solo, que tive o privilégio de conviver ao longo dos últimos seis anos. Obrigada a todos pela amizade, respeito e auxílio nas atividades desenvolvidas a campo e laboratório. Um agradecimento especial a Neuro Hilton Wolschick, pela inestimável ajuda na condução desta pesquisa, pela amizade, apoio e incentivo constantes. Aos estagiários Loriane Bernardi, Luiz Antônio Biasiolo e Leonardo Lemos, pelo comprometimento e ajuda substancial nos trabalhos de campo e laboratório.

Ao Professor Antonio Paz Gonzalez por oportunizar o Doutorado Sanduíche e a Cotutela na Universidade da Coruña, Espanha, pelo apoio e ensinamentos, os quais, possibilitaram uma experiência extraordinária naquele País. Um agradecimento especial ao Professor Marcos Lado Liñares, pela paciência, pelo auxílio nas análises e todo conhecimento transmitido. Agradeço a Rosane, Aitor e Eva por toda ajuda prestada. A todos os integrantes do Grupo Aquaterra – CICA. Ao Professor Thomás e a Professora Felícia do Instituto Politécnico de Bragança (IPB). A Douglas Henrique pela receptividade e apoio. A Laís pela amizade, parceria e por compartilhar comigo os mais incríveis momentos, juntamente com Renato e Miguel. A Natália e Li, com quem tive o privilégio de viver e aprender neste período.

Aos meus pais Adir Bagio e Marta Clari Stangherlin Bagio pelo exemplo de caráter, dedicação e amor. Pelo incontestável apoio e incentivo no decorrer destes anos e pela compreensão da minha ausência nos momentos de alegrias e de tristezas. Às minhas irmãs Deise, Diane e Shéli pelo amor e apoio incondicional e irrestrito. Aos meus cunhados. Aos meus sobrinhos Paula, Cecília e Otávio por todo amor e alegria.

A todas as pessoas incríveis que conheci desde o início até os últimos dias da pós-graduação, e que contribuíram imensamente nessa minha jornada, especialmente a Lucieli, Vanderléia, Lori, Danieli, Pâmella, Sulian, Meca, Marco, Filipe, Andréia, Camile, Jaque e Pedro. As amigas de longa data, sempre presentes, Laura Giacometti, Annelise Menegat e Liege Dornelles.

Ao Programa de Bolsas Universitárias de Santa Catarina - UNIEDU, mantido pelo Fundo de Apoio à Manutenção e ao Desenvolvimento da Educação Superior (FUMDES), pela concessão da bolsa de estudos no Brasil. Ao CNPq e FAPESC pelos demais recursos financeiros. À Coordenadoria de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de Doutorado Sanduíche no exterior.

Por fim, gostaria de agradecer a todas as pessoas que, embora não mencionadas, contribuíram para a realização desta tese.

“Toda a nossa ciência, comparada com a realidade, é primitiva e infantil – e, no entanto, é a coisa mais preciosa que temos”.

Albert Einstein (1879-1955)

RESUMO

A erosão hídrica é a principal causa de degradação do solo e é influenciada pela chuva, solo, relevo, cobertura e manejo e práticas conservacionistas de suporte. Dentre estes fatores destaca-se o relevo, pois nos maiores comprimentos de declive, ocorre aumento no volume e velocidade da enxurrada, potencializando a erosão hídrica. Outro fator de destaque é a cobertura do solo, que é drasticamente reduzida com a queima do campo nativo, o que pode gerar aumento nas perdas de solo, água e nutrientes nas áreas onde este manejo é realizado. Nesta pesquisa, foram conduzidos dois experimentos de campo, em condição de chuva natural, em um Cambissolo Húmico Alumínico léptico. No experimento I, quantificaram-se as perdas de água (PA), perdas de solo (PS) e perdas de nutrientes ao longo da declividade do terreno. Os tratamentos foram diferenciados pelos comprimentos de declive de 11 m, 22 m, 33 m e de 44 m, na condição de semeadura direta com rotação de culturas. No experimento II, compararam-se as PA, PS e perdas de nutrientes em três tratamentos: campo nativo sem ação antrópica (CN), campo nativo manejado com fogo (CQ) e campo nativo convertido para área de cultivo em condição de semeadura direta sem mobilização mecânica prévia do solo (CC). A pesquisa foi conduzida entre 30/11/2016 e 18/09/2018, em cujo período avaliou-se também a erosividade das chuvas (EI_{30}) em eventos individuais de chuvas erosivas. Realizou-se a análise descritiva dos dados obtidos. Durante a pesquisa ocorreram 61 chuvas erosivas, totalizando 1997 mm de altura de chuva (AC), cujo EI_{30} foi de $8472 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$. No experimento I, os resultados indicaram baixas PS e PA para todos comprimentos de declive. As perdas de nutrientes não foram influenciadas pelo comprimento de declive. No experimento II as PS foram numericamente maiores no tratamento CC, seguido do CQ e do CN, enquanto as PA foram maiores no tratamento de CN. No tratamento CQ a concentração de fósforo e potássio foi maior do que nos tratamentos CN e CC.

Palavras-chave: Perdas de solo e água. Perdas de nutrientes. Comprimento de declive. Queima de campo nativo.

ABSTRACT

Water erosion is the main cause of soil degradation and is influenced by rain, soil, relief, cover and management and supportive conservation practices. Among these factors, the relief stands out, because in the greater slope lengths, there is an increase in the volume and speed of the runoff, increasing water erosion. Another outstanding factor is the soil cover, which is drastically reduced with the burning of the native field, which can generate increased losses of soil, water and nutrients in the areas where this management is carried out. In this research, two field experiments were carried out, in natural rain condition, in an Inceptisol. In experiment I, water losses (WL), soil losses (SL) and nutrient losses along the slope of the land were quantified. The treatments were differentiated by the slope lengths of 11 m, 22 m, 33 m and 44 m, under the condition of no-tillage with crop rotation. In experiment II, WL, SL and nutrient losses were compared in three treatments: native field without anthropic action (NF), native field managed with fire (NB) and native field converted to cultivation area under no-tillage condition without previous mechanical soil mobilization (NC). The survey was conducted between 11/30/2016 and 9/18/2018, during which time the erosivity of rainfall (EI_{30}) was also evaluated in individual erosive rain events. A descriptive analysis of the data obtained was performed. During the research 61 erosive rains occurred, totaling 1997 mm of rainfall depth (RD), whose EI_{30} was $8472 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$. In experiment I, the results indicated low SL and WL for all slope lengths. Nutrient losses were not influenced by the slope length. In experiment II, the SL were numerically higher in the NC treatment, followed by the NB and NF, while the WL were higher in the treatment of NF. In the NB treatment, the concentration of phosphorus and potassium was higher than in the NF and NC treatments.

Keywords: Soil and water losses. Nutrient losses. Slope length. Burning of native field.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1 - Localização da área experimental (b) no município de Lages (a), SC..... 41
- Figura 2 - Vista geral do experimento I. a) Cultivo da soja; b) Cultivo da ervilhaca; c) Cultivo do milho; d) Cultivo do nabo..... 45
- Figura 3 - Valores de perdas de água, altura de chuva (AC – mm) e índice de erosividade (EI_{30} – MJ mm ha⁻¹ h⁻¹), observados durante os cultivos da soja (a); ervilhaca (b); milho (c) e nabo (d), no período de 2016 a 2018 (média de duas repetições) em Cambissolo Húmico submetido ao sistema de semeadura direta do solo em diferentes comprimentos de declive em Lages – SC..... 60
- Figura 4 - Valores de perdas de solo, altura de chuva (AC – mm) e índice de erosividade (EI_{30} – MJ mm ha⁻¹ h⁻¹) observados durante os cultivos da soja (a); ervilhaca (b); milho (c) e nabo (d), no período de 2016 a 2018 (média de duas repetições), em Cambissolo Húmico submetido ao sistema de semeadura direta do solo em diferentes comprimentos de declive em Lages – SC..... 69
- Figura 5 - Perdas de solo (média entre os tratamentos de 11, 22, 33 e 44 metros) observados ao longo do tempo, durante os cultivos da soja (a); ervilhaca (b); milho (c) e nabo (d), entre 30/11/2016 e 18/09/2018, em Cambissolo Húmico submetido ao sistema de semeadura direta em Lages – SC..... 71
- Figura 6 - Relação entre as perdas de água e altura de chuva, considerando os dados individuais de cada evento erosivo, ocorridos entre 2016 e 2018 em Cambissolo Húmico submetido à semeadura direta em diferentes comprimentos de declive em Lages – SC. 73
- Figura 7 - Relação entre as perdas de solo (média das repetições) e o índice de erosividade (EI_{30}) das chuvas, considerando os dados individuais de cada evento, ocorridos entre 2016 e 2018 em Cambissolo Húmico submetido à semeadura direta em diferentes comprimentos de declive em Lages – SC..... 74
- Figura 8 – Relação entre as perdas de solo e as perdas de água, considerando os dados coletados em cada tratamento e em cada chuva erosiva (média das repetições), em Cambissolo Húmico submetido à semeadura direta em diferentes comprimentos de declive em Lages – SC..... 75
- Figura 9 - Concentração de cálcio (Ca) solúvel na água da enxurrada, observados nos cultivos da soja (a), ervilhaca (b), milho (c) e nabo (d), em Cambissolo Húmico submetido à semeadura direta em diferentes comprimentos de declive em Lages – SC..... 79

| | |
|--|-----|
| Figura 10 - Concentração de magnésio (Mg) solúvel na água da enxurrada, observados nos cultivos da soja (a), ervilhaca (b), milho (c) e nabo (d), em Cambissolo Húmico submetido à semeadura direta em diferentes comprimentos de declive em Lages – SC. | 81 |
| Figura 11 - Concentração de fósforo (P) solúvel na água da enxurrada, observados nos cultivos da soja (a), ervilhaca (b), milho (c) e nabo (d), em diferentes comprimentos de declive, em Cambissolo Húmico em Lages – SC. | 83 |
| Figura 12 - Concentração de potássio (K) solúvel na água da enxurrada, observados nos cultivos da soja (a), ervilhaca (b), milho (c) e nabo (d), em Cambissolo Húmico submetido à semeadura direta em diferentes comprimentos de declive em Lages – SC. | 86 |
| Figura 13 - Mapa de localização das áreas de campo nativo (áreas escuras) no sul do Brasil. As áreas em branco indicam florestas do bioma da Mata Atlântica (adaptado de IBGE, 2004). | 91 |
| Figura 14 - Queima de campo nativo, 02 de agosto de 2017. | 98 |
| Figura 15 - Vista geral do experimento (a); Cultivo da soja (b); Cultivo do nabo forrageiro (c); Cultivo do feijão (d); Cultivo da ervilhaca (e). | 99 |
| Figura 16 - Valores de perda de água (%) observados durante os cultivos da soja (a); nabo (b); feijão (c) e ervilhaca (d), no período de 2016 a 2018, (média de duas repetições) nos tratamentos Campo nativo sem ação antrópica (CN); Campo nativo cultivado na forma de semeadura direta (CC) e Campo nativo queimado anualmente (CQ), em Cambissolo Húmico em Lages – SC. | 109 |
| Figura 17 - Valores de perdas de solo (Kg ha^{-1}) observados durante os cultivos da soja (a); nabo (b); feijão (c) e ervilhaca (d), no período de 2016 a 2018, (média de duas repetições) nos tratamentos Campo nativo sem ação antrópica (CN); Campo nativo cultivado na forma de semeadura direta (CC) e Campo nativo queimado anualmente (CQ), em Cambissolo Húmico em Lages – SC. | 113 |
| Figura 18 - Relação entre as perdas de água (média das repetições) e altura de chuva, considerando os dados individuais de cada evento erosivo, ocorridos entre 2016 e 2018, nos tratamentos Campo nativo sem ação antrópica (CN); Campo nativo cultivado na forma de semeadura direta (CC) e Campo nativo queimado anualmente (CQ), em Cambissolo Húmico em Lages – SC. | 115 |
| Figura 19 - Relação entre as perdas de solo (média das repetições) e o índice de erosividade (EI_{30}) das chuvas, considerando os dados individuais de cada evento, ocorridos entre 2016 e 2018 nos tratamentos Campo nativo sem ação antrópica (CN); Campo nativo cultivado na forma de semeadura direta (CC) e Campo nativo queimado anualmente (CQ), em Cambissolo Húmico em Lages – SC. | 116 |

- Figura 20 - Relação entre as perdas de solo e as perdas de água, considerando os dados coletados em cada tratamento e em cada chuva erosiva (média das repetições), nos tratamentos Campo nativo sem ação antrópica (CN); Campo nativo cultivado na forma de semeadura direta (CC) e Campo nativo queimado anualmente (CQ), em Cambissolo Húmico em Lages – SC. 117
- Figura 21 - Concentração de cálcio (Ca) solúvel na água da enxurrada, observados nos cultivos da soja (a), nabo (b), feijão (c) e ervilhaca (d), nos tratamentos de Campo nativo sem ação antrópica (CN), Campo nativo cultivado na forma de semeadura direta (CC) e Campo nativo queimado anualmente (CQ), em Cambissolo Húmico em Lages – SC. 119
- Figura 22 - Concentração de magnésio (Mg) solúvel na água da enxurrada, observados nos cultivos da soja (a), nabo (b), feijão (c) e ervilhaca (d), nos tratamentos de Campo nativo sem ação antrópica (CN), Campo nativo cultivado na forma de semeadura direta (CC) e Campo nativo queimado anualmente (CQ), em Cambissolo Húmico em Lages – SC. 121
- Figura 23 - Concentração de fósforo (P) solúvel na água da enxurrada, observados nos cultivos da soja (a), nabo (b), feijão (c) e ervilhaca (d), nos tratamentos de Campo nativo sem ação antrópica (CN), Campo nativo cultivado na forma de semeadura direta (CC) e Campo nativo queimado anualmente (CQ), em Cambissolo Húmico em Lages – SC. 123
- Figura 24 - Concentração de potássio (K) solúvel na água da enxurrada, observados nos cultivos da soja (a), nabo (b), feijão (c) e ervilhaca (d), nos tratamentos de Campo nativo sem ação antrópica (CN), Campo nativo cultivado na forma de semeadura direta (CC) e Campo nativo queimado anualmente (CQ), em Cambissolo Húmico em Lages – SC. 126

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1 - Características físicas e químicas do Cambissolo Húmico Alumínico léptico de Lages (SC), referentes ao perfil no local do experimento..... 42
- Tabela 2 - Histórico de manejo do solo, cultivo, adubação e correção do solo em experimento sob diferentes comprimentos de declive em Cambissolo Húmico, entre os anos de 1987 a 2016, em Lages, SC..... 43
- Tabela 3 - Atributos químicos do solo, nos diferentes tratamentos e camadas do solo, obtidos em amostras coletadas no início (I) e ao final da pesquisa (F) (média das repetições). 51
- Tabela 4 - Valores de densidade (Ds), porosidade total do solo (PT), microporosidade (Micro), macroporosidade (Macro) e diâmetro médio ponderado de agregados (DMP), nos diferentes tratamentos (Trat) e camadas do solo, obtidos em amostras coletadas no início (I) e ao final da pesquisa (F) (média das repetições)..... 52
- Tabela 5 - Massa seca da parte aérea e produtividade das culturas em diferentes cultivos 55
- Tabela 6 - Valores de altura (AC) e fator de erosividade (R) das chuvas erosivas e de perdas de água (PA) no período da pesquisa entre 2016 e 2018 (média de duas repetições), em Cambissolo Húmico submetido à semeadura direta em diferentes comprimentos de declive em Lages – SC. 56
- Tabela 7 - Valores de altura (AC) e fator de erosividade (R) das chuvas erosivas e de perdas de solo totais (PS) no período da pesquisa entre 2016 e 2018 e valores médios por evento de chuva (média de duas repetições), em Cambissolo Húmico submetido à semeadura direta em diferentes comprimentos de declive em Lages – SC. 62
- Tabela 8 - Valores de altura (AC) e fator de erosividade (R) das chuvas erosivas e das perdas de solo (PS) totais no período da pesquisa entre 2016 e 2018 e valores médios por evento de chuva (média de duas repetições), em Cambissolo Húmico submetido à semeadura direta em diferentes comprimentos de declive em Lages – SC..... 67
- Tabela 9 - Características químicas do solo na camada de 0 – 20 cm ao longo do período de tempo da pesquisa (média das repetições) em Cambissolo Húmico em Lages – SC. 76
- Tabela 10 - Valores médios de concentração de cálcio (Ca) solúvel na água da enxurrada observados no período de 2016 a 2018 (média de duas repetições) em Cambissolo Húmico submetido à semeadura direta em diferentes comprimentos de declive em Lages – SC..... 78

| | |
|---|-----|
| Tabela 11 - Valores médios de concentração de magnésio (Mg) solúvel na água de enxurrada observados no período de 2016 a 2018 (média de duas repetições), em Cambissolo Húmico submetido à semeadura direta em diferentes comprimentos de declive em Lages – SC..... | 80 |
| Tabela 12 - Valores médios de concentração de fósforo (P) solúvel na água de enxurrada observados no período de 2016 a 2018 (média de duas repetições), em Cambissolo Húmico submetido à semeadura direta em diferentes comprimentos de declive em Lages – SC..... | 82 |
| Tabela 13 - Valores médios de concentração de potássio (K) solúvel na água de enxurrada observados no período de 2016 a 2018 (média de duas repetições), em Cambissolo Húmico submetido à semeadura direta em diferentes comprimentos de declive em Lages – SC..... | 85 |
| Tabela 14 - Atributos químicos na camada de 0 – 20 cm do solo, nos diferentes tratamentos e camadas do solo, obtidos em amostras coletadas ao final do período experimental (média das repetições). | 102 |
| Tabela 15 - Valores de densidade (Ds), porosidade total do solo (PT), macroporosidade (Macro) e diâmetro médio ponderado de agregados (DMP), nos diferentes tratamentos e camadas do solo, obtidos em amostras coletadas no início (I) e ao final da pesquisa (F) (média das repetições). | 104 |
| Tabela 16 - Produção de matéria seca da parte aérea dos cultivos, no tratamento de Campo nativo cultivado na forma de semeadura direta, em Cambissolo húmico, em Lages, SC. | 106 |
| Tabela 17 - Valores da altura das chuvas erosivas (AC), fator de erosividade (R) e perdas de água (PA) no período da pesquisa de 2016 a 2018 (média de duas repetições) nos diferentes tratamentos, em Cambissolo Húmico em Lages – SC..... | 107 |
| Tabela 18 - Valores da altura das chuvas erosivas (AC), fator de erosividade (R) das chuvas erosivas, perdas de solo (PS) totais no período da pesquisa entre 2016 a 2018 e valores médios por evento (média de duas repetições) nos diferentes tratamentos, em Cambissolo Húmico em Lages – SC. | 110 |
| Tabela 19 - Valores médios de concentração de cálcio (Ca) solúvel na água da enxurrada observados no período de 2016 a 2018 (média de duas repetições) em Cambissolo Húmico em Lages – SC. | 118 |
| Tabela 20 - Valores médios de concentração de magnésio (Mg) solúvel na água de enxurrada observados no período de 2016 a 2018 (média de duas repetições), em Cambissolo Húmico em Lages – SC. | 120 |

Tabela 21 - Valores médios de concentração de fósforo (P) solúvel na água de enxurrada observados no período de 2016 a 2018 (média de duas repetições), em Cambissolo Húmico em Lages – SC. 122

Tabela 22 - Valores médios de concentração de potássio (K) solúvel na água de enxurrada observados no período de 2016 a 2018 (média de duas repetições), em Cambissolo Húmico em Lages – SC. 124

SUMÁRIO

| | | |
|----------------|---|-----------|
| 1 | INTRODUÇÃO | 27 |
| 2 | REVISÃO BIBLIOGRÁFICA SOBRE ASPECTOS GERAIS DE EROSÃO .. | 31 |
| 2.1 | EROSÃO HÍDRICA | 31 |
| 2.2 | FATORES QUE INFLUENCIAM A EROSÃO HÍDRICA..... | 32 |
| 3 | EXPERIMENTO I - INFLUÊNCIA DO COMPRIMENTO DO DECLIVE NA EROSÃO HÍDRICA E NAS PERDAS DE NUTRIENTES..... | 35 |
| 3.1 | ESTADO ATUAL DE ARTE DO ASSUNTO | 36 |
| 3.2 | HIPÓTESES..... | 40 |
| 3.3 | OBJETIVOS | 40 |
| 3.3.1 | Objetivo Geral | 40 |
| 3.3.2 | Objetivos Específicos | 41 |
| 3.4 | MATERIAL E MÉTODOS | 41 |
| 3.4.1 | Caracterização da área experimental | 41 |
| 3.4.2 | Histórico de manejo do solo na área experimental | 43 |
| 3.4.3 | Tratamentos e unidade experimental..... | 44 |
| 3.4.4 | Quantificação da erosão | 46 |
| 3.4.5 | Determinações químicas no solo e na água do escoamento..... | 48 |
| 3.4.6 | Determinações físicas | 49 |
| 3.4.7 | Avaliação de massa seca, produtividade e cobertura superficial do solo | 49 |
| 3.4.8 | Análise estatística | 50 |
| 3.5 | RESULTADOS E DISCUSSÃO | 50 |
| 3.5.1 | Caracterização química da área experimental..... | 50 |
| 3.5.2 | Caracterização física da área experimental..... | 52 |
| 3.5.3 | Massa seca da parte aérea e produtividade das culturas | 54 |
| 3.5.4 | Perdas de água..... | 56 |
| <i>3.5.4.1</i> | <i>Análise geral dos dados.....</i> | <i>56</i> |

| | | |
|--------------|---|------------|
| 3.5.4.2 | <i>Análise dos dados por cultivo.....</i> | 59 |
| 3.5.5 | Perdas de solo | 62 |
| 3.5.5.1 | <i>Análise geral dos dados extrapolados para o hectare.....</i> | 62 |
| 3.5.5.2 | <i>Análise dos dados sem extrapolar para o hectare.....</i> | 67 |
| 3.5.5.3 | <i>Análise dos dados por cultivo e extrapolados para o hectare.....</i> | 68 |
| 3.5.6 | Relações entre variáveis..... | 72 |
| 3.5.7 | Características químicas na camada superficial do solo | 75 |
| 3.5.8 | Concentração de nutrientes solúveis na água de escoamento superficial | 78 |
| 3.5.8.1 | <i>Concentração de cálcio (Ca).....</i> | 78 |
| 3.5.8.2 | <i>Concentração de magnésio (Mg).....</i> | 80 |
| 3.5.8.3 | <i>Concentração de fósforo (P).....</i> | 82 |
| 3.5.8.4 | <i>Concentração de potássio (K).....</i> | 85 |
| 3.6 | CONCLUSÕES | 87 |
| 3.7 | CONSIDERAÇÕES FINAIS..... | 88 |
| 4 | EXPERIMENTO II - INFLUÊNCIA DA QUEIMA DE CAMPO NA EROSÃO HÍDRICA E NAS PERDAS DE NUTRIENTES..... | 89 |
| 4.1 | ESTADO ATUAL DE ARTE DO ASSUNTO..... | 90 |
| 4.2 | HIPÓTESES..... | 95 |
| 4.3 | OBJETIVOS | 95 |
| 4.3.1 | Objetivo Geral | 95 |
| 4.3.2 | Objetivos Específicos | 95 |
| 4.4 | MATERIAL E MÉTODOS | 96 |
| 4.4.1 | Caracterização da área experimental | 96 |
| 4.4.2 | Histórico de manejo do solo na área experimental | 96 |
| 4.4.3 | Tratamentos e unidade experimental..... | 97 |
| 4.4.4 | Quantificação da erosão | 99 |
| 4.4.5 | Determinações químicas no solo e na água de escoamento superficial | 100 |
| 4.4.6 | Determinações físicas no solo | 100 |
| 4.4.7 | Avaliação de massa seca, produtividade e cobertura superficial do solo | 101 |

| | | |
|--------------|---|------------|
| 4.4.8 | Análise estatística | 101 |
| 4.5 | RESULTADOS E DISCUSSÃO | 102 |
| 4.5.1 | Caracterização química da área experimental..... | 102 |
| 4.5.2 | Caracterização física da área experimental..... | 104 |
| 4.5.3 | Massa seca da parte aérea e produtividade das culturas | 105 |
| 4.5.4 | Perdas de água..... | 106 |
| 4.5.4.1 | <i>Perdas de água por cultivo.....</i> | 108 |
| 4.5.5 | Perdas de solo | 110 |
| 4.5.5.1 | <i>Perdas de solo por cultivo.....</i> | 113 |
| 4.5.6 | Relações entre as variáveis | 114 |
| 4.5.7 | Concentração de nutrientes solúveis na água do escoamento superficial..... | 118 |
| 4.5.7.1 | <i>Concentração de cálcio (Ca).....</i> | 118 |
| 4.5.7.2 | <i>Concentração de magnésio (Mg).....</i> | 120 |
| 4.5.7.3 | <i>Concentração de fósforo (P).....</i> | 122 |
| 4.5.7.4 | <i>Concentração de potássio (K).....</i> | 124 |
| 4.6 | CONCLUSÕES | 126 |
| | REFERÊNCIAS | 129 |

1 INTRODUÇÃO

Santa Catarina alcançou em 2018 a 10ª posição no ranking nacional de produção agrícola, de acordo com o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2018). O relatório de produção agrícola municipal mostrou que, apesar de representar apenas 1% do território nacional e com apenas 5,9 milhões de hectares de área de cultivo, o Estado se encontra entre os cinco maiores produtores de 11 alimentos no país (IBGE, 2015). Ademais, Santa Catarina também se destaca no setor da pecuária, devido às áreas ocupadas por pastagens, incluindo pastagem nativa, para bovinocultura e ovinocultura, e às criações de aves e suínos. Esta importante posição na produção agropecuária nacional foi atingida com a aplicação de alta tecnologia voltada para a produção, com intenso uso da terra e manejo do solo agrícola, mas com pouca preocupação quanto a conservação do solo e da água. Com esse quadro, na maioria das lavouras com culturas anuais o solo alcançou um estado de elevada degradação, causada principalmente pela erosão hídrica.

A erosão hídrica é o principal fator de degradação do solo e é influenciada pela chuva, solo, relevo, cobertura e manejo do solo e práticas conservacionistas de suporte. Dentre os impactos negativos da erosão hídrica destaca-se a perda física de solo da camada superficial, o empobrecimento químico do solo e a degradação física por compactação. Em consequência, essa degradação causa redução da capacidade produtiva do solo e efetiva diminuição de produtividade da maioria das culturas, com resultante aumento no custo de produção. Além disso, o assoreamento de corpos hídricos, bem como a eutrofização e deterioração dos ecossistemas aquáticos são formas de degradação ambiental ocasionadas principalmente pela erosão e demandam continuamente elevados custos para tratamento da água.

A recuperação das áreas degradadas pela erosão hídrica muitas vezes é inviável financeiramente, devido ao elevado investimento econômico necessário para a reinserção dessas áreas no processo produtivo. Entretanto, a observância de limites do relevo e de sistemas de manejo adequados para a exploração agropecuária, e o planejamento conservacionista do solo, podem fazer com que a erosão seja controlada dentro de limite tolerável, tanto do ponto de vista da capacidade produtiva do solo, quanto da preservação ambiental. Para viabilizar o planejamento conservacionista de forma segura e eficaz é fundamental conhecer a capacidade erosiva das chuvas e a suscetibilidade dos solos à erosão, além do efeito do relevo, do manejo do solo e das práticas conservacionistas na magnitude da erosão.

O relevo, representado principalmente pelo comprimento do declive e pela declividade do terreno, é um importante fator energético que influencia a erosão hídrica. Em Santa Catarina, no geral, o relevo se caracteriza por ser ondulado e fortemente ondulado e muitas vezes combinado a longos comprimentos de declive. Isoladamente ou de forma combinada, essas duas componentes do relevo contribuem fortemente para o aumento da erosão hídrica. Em condições de alta declividade e/ou longos comprimentos de declive a enxurrada aumenta em volume e adquire alta energia, o que aumenta a capacidade do escoamento superficial de desagregar partículas de solo e de transportar dos sedimentos desagregados. Assim, a definição de um limite de comprimento de declive no qual a erosão seja mantida dentro de limites toleráveis é fundamental. Esse limite de comprimento de declive deve ser investigado em pesquisas científicas para que possa ser utilizado como subsídio no planejamento de sistemas de manejo de solo em base conservacionista.

A semeadura direta é considerada como um sistema conservacionista de manejo de solo porque preserva a cobertura superficial por resíduos culturais e por não ser necessário realizar preparo de solo prévio à semeadura, o que diminui as perdas pela erosão hídrica. Entretanto, a aplicação superficial de fertilizantes, sem incorporação ao solo, resulta em acúmulo de nutrientes, principalmente fósforo (P), na camada mais superficial, contribuindo para aumentar o teor dos nutrientes na enxurrada. A quantificação dessas perdas, nessa condição de manejo do solo, permite o entendimento da dinâmica desse fenômeno e é de fundamental importância para planejar medidas que minimizem essas perdas. A minimização das perdas de água e de sedimentos por erosão, e de nutrientes e matéria orgânica presentes na enxurrada, em condição de semeadura direta, resulta em manutenção da capacidade produtiva do solo no local de origem da erosão e em preservação ambiental fora desse local.

Na região serrana do Estado, em razão do relevo ondulado a forte ondulado, dos solos rasos e da dificuldade de mecanização de boa parte das áreas, o manejo do solo em campo nativo com fogo é uma prática comumente utilizada. Existem poucos estudos para a avaliação das perdas de solo, água, nutrientes e matéria orgânica em áreas de campo nativo submetidos à queima, devido à dificuldade de instalação e manutenção destes experimentos por longo prazo. Assim, a cobertura e o manejo do solo conseguidos na ausência de fogo, são os fatores mais relevantes para o controle da erosão hídrica em áreas de campo.

Na sequência desta Introdução, esta tese está dividida em dois capítulos distintos, que se destinam a avaliar as relações da erosão hídrica com sistemas de manejo do solo e com comprimentos de declive. No tópico 2 é apresentada uma revisão de literatura geral sobre o processo de erosão hídrica do solo. No tópico 3 é descrito o Experimento I, no qual são

apresentados e discutidos resultados e relações da erosão hídrica com o comprimento de declive (11, 22, 33 e 44 m) em condição de semeadura direta. No tópico 4 é descrito o Experimento II, no qual são apresentados e discutidos resultados e relações da erosão hídrica com o manejo do campo nativo (sem queima, com queima e com cultivo em semeadura direta) em comprimento de declive de 22,1 m.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA SOBRE ASPECTOS GERAIS DE EROSÃO

2.1 EROSÃO HÍDRICA

A erosão hídrica pluvial é causada pela ação da água da chuva sobre o solo, compreendendo as fases básicas de desagregação, transporte e deposição exercidas pelo impacto das gotas da chuva e do escoamento superficial, as quais podem ocorrer concomitantemente (ELLISON, 1947; FOSTER et al., 1985; SCHOONOVER; CRIM, 2015). A desagregação consiste no desprendimento das partículas de solo da sua massa original, tornando-as disponíveis para o transporte. Ela ocorre devido à ação da energia cinética do impacto das gotas de chuva sobre o solo e devido à energia cisalhante gerada pelo escoamento superficial sobre o solo. O transporte é realizado pelo escoamento superficial ou pelo salpicamento das gotas de chuva e consiste no movimento das partículas desagregadas para um ponto além do seu local de origem. A deposição consiste na parada e armazenagem dos sedimentos em algum local fora de sua origem e ocorre quando a capacidade de transporte do fluxo não é suficiente para carregar o material que está sendo transportado, ocasionando sua deposição ao longo da superfície do solo (ELLISON, 1947; FOSTER e MEYER, 1972; MEYER et al., 1975; SCHOONOVER; CRIM, 2015).

A erosão hídrica pluvial do solo pode ocorrer nas áreas entre sulcos ou em sulcos, dependendo das condições superficiais do solo e dos agentes erosivos (ELLISON, 1947; FAO, 2019). A erosão em entre sulcos caracteriza-se pela formação de uma lâmina de água sobre a superfície do solo sem que haja uma concentração do escoamento superficial (HUDSON, 1995; KINELL, 2005; WISCHMEIER; SMITH, 1958). O principal agente de desagregação do solo na erosão em entre sulcos é a energia cinética do impacto das gotas de chuva. O transporte das partículas desagregadas é realizado pelo salpicamento associado ao fluxo turbulento da enxurrada (MEYER et al., 1975; FOSTER et al., 1982; ZHANG et al., 2020).

A erosão em sulcos caracteriza-se pela concentração do escoamento superficial em depressões da superfície do solo denominadas de sulcos de erosão. Quando isso ocorre, aumenta a espessura da lâmina de escoamento, desenvolvendo maior tensão de cisalhamento e elevando a capacidade da enxurrada em desagregar o solo (CANTALICE et al., 2005; FOSTER et al., 1982; KINELL, 2005). Portanto, na erosão em sulcos, o escoamento superficial concentrado é o responsável tanto pela desagregação quanto pelo transporte das partículas de solo (FOSTER et al., 1982; KINELL, 2005; MEYER et al., 1975).

O relatório da Organização das Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura (FAO), emitido em 2015, revela que 33% dos solos do mundo estão degradados. Entre as principais causas desta degradação evidencia-se a erosão do solo, que elimina de 25 a 40 bilhões de toneladas de solo por ano. Estima-se que anualmente a erosão do solo ocasiona perdas de 7,6 milhões de toneladas na produção de cereais, podendo acarretar uma diminuição total de mais de 253 milhões de toneladas em 2050. Na América Latina, especificamente, o cenário também preocupa. Cerca de 50% dos solos latino-americanos sofrem algum tipo de degradação, ocasionada principalmente pela erosão hídrica (FAO, 2015).

O processo erosivo, como um todo, é prejudicial ao solo e ao ambiente. A contaminação ambiental ocasionada pela erosão hídrica pluvial, em especial, compromete a qualidade da água, principalmente pela eutrofização devido ao constante aporte de sedimentos, na maioria das vezes enriquecido com produtos orgânicos e com espécies químicas (SHARPLEY, 2016). O assoreamento originado em rios ou reservatórios implica em grandes obras para retirada de material sólido, com custos elevados. Além dos danos ambientais, a erosão hídrica compromete a capacidade produtiva das terras agrícolas pela perda de solo, matéria orgânica, fertilizantes e defensivos, aumentando os custos e, algumas vezes, inviabilizando a produção agrícola (BERTOL et al., 2017; DECHEN et al., 2015; SCHICK, 2014).

2.2 FATORES QUE INFLUENCIAM A EROSÃO HÍDRICA

Os fatores que influenciam a erosão hídrica são a chuva, o solo, o relevo, a cobertura e o manejo do solo e as práticas conservacionistas de suporte (HOLDZ et al., 2015; HUDSON, 1995; RENARD et al., 1997; WISCHMEIER; SMITH, 1978).

O efeito da chuva, fator ativo na erosão hídrica, é representado pelo fator de erosividade por meio de um índice numérico que engloba suas características básicas, tais como intensidade, duração e volume que, associadas à enxurrada, influenciam seu potencial para causar a erosão (OLIVEIRA et al., 2013; PANAGOS et al., 2015a; RENARD et al., 1997; SCHICK et al., 2013; WISCHMEIER; SMITH, 1978).

O efeito do solo, fator passivo na erosão, é representado pelo fator de erodibilidade por meio de um valor numérico que engloba suas características intrínsecas, tais como físicas, químicas, biológicas e mineralógicas que influenciam seu potencial para resistir a erosão (BRYAN, 2000; RENARD et al., 1997; WANG et al., 2013; WISCHMEIER; SMITH, 1978). A erosividade e a erodibilidade apresentam grande variabilidade espacial e temporal, devido à

diversidade climática e de solo e isso influencia o efeito da chuva e do solo na erosão hídrica (BERTOL et al., 2002).

Em termos de estudo de erosão do solo, o relevo é representado principalmente pela declividade e pelo comprimento do declive, constituindo, assim, o fator topografia. Desse modo, variações na declividade e/ou no comprimento do declive, bem como na forma do declive, implicam em alterações na erosão entre sulcos e na erosão em sulcos (BAGARELLO; FERRO, 2010; RENARD et al., 1997), devido à influência no volume e velocidade da enxurrada.

A cobertura e manejo do solo é o fator mais complexo e mais importante na erosão do solo. Este fator é o principal dissipador de energia das gotas de chuva e é influenciado pelo uso da terra e pelo manejo do solo, principalmente pela cobertura ocasionada pelas plantas e pelos resíduos culturais (PANACHUKI et al., 2011; PANAGOS et al., 2015b; RENARD et al., 1997; WISCHMEIER; SMITH, 1978). O uso da terra trata da forma como as distintas glebas de terra são usadas numa propriedade, para cultivo, floresta, pastagem, edificação, recreação, depósito, dentre outros usos. O manejo do solo varia conforme a forma de sistematização e preparação mecânica do terreno e de realização de operações durante o ciclo de cultivo necessárias à viabilização dos diversos cultivos agrícolas. O tipo de preparo mecânico modifica a rugosidade, densidade e porosidade superficial e interna e a própria cobertura do solo, influenciando fortemente a infiltração de água solo e, conseqüentemente o escoamento superficial. O manejo das plantas significa considerar a influência de variação do tipo e estágio de crescimento das plantas e da densidade de semeadura na erosão. O manejo dos resíduos culturais depende do tipo, quantidade e forma de tratamento mecânico e do estágio de decomposição do resíduo, cujas variações influenciam a erosão. O resíduo cultural dissipa a energia cinética das gotas de chuva no ponto de impacto e, em parte a energia cinética do escoamento superficial, impedindo ou reduzindo a desagregação e transporte do solo. Dessa forma, o aumento da cobertura na superfície do solo reduz a área exposta aos agentes erosivos, constituindo-se em barreira física à enxurrada de modo a reduzir seu volume e velocidade. A cobertura do solo pela copa das plantas não diminui o volume e velocidade da enxurrada, entretanto, intercepta a queda das gotas, dissipando a energia cinética da chuva (BERTOL et al., 2008a, 2008b; COGO, 1981; RAMOS et al., 2014; WISCHMEIER; SMITH, 1978).

As práticas conservacionistas de suporte compreendem o cultivo em contorno, o cultivo em faixas com rotação de culturas e em contorno e o terraceamento. Estas práticas reduzem as perdas de solo e água devido, principalmente, à redução da energia erosiva do escoamento

superficial, devido ao controle de volume e velocidade de escoamento (ARNÁEZ et al., 2015; CHEN et al., 2017; MORENO-DE-LAS-HERAS, et al., 2019; WISCHMEIER; SMITH, 1978).

3 EXPERIMENTO I - INFLUÊNCIA DO COMPRIMENTO DO DECLIVE NA EROÇÃO HÍDRICA E NAS PERDAS DE NUTRIENTES

RESUMO

A erosão hídrica degrada o solo, contamina o ambiente e é influenciada pelo relevo e nele, pelo comprimento de declive. Longos comprimentos de declive propiciam maior erosão hídrica do que declives curtos devido ao fator energético decorrente, especialmente se, combinadamente ao comprimento do declive, o manejo e a cobertura do solo não são adequados, mesmo em condição de semeadura direta, comprometendo a conservação do solo e da água. Com este trabalho objetivou-se quantificar as perdas de solo (PS), perdas de água (PA), índice de erosividade (EI_{30}) das chuvas e as perdas de nutrientes em diferentes comprimentos de declive em condição de campo e chuva natural, num Cambissolo Húmico Alumínico léptico, em Lages, SC. Os tratamentos, com duas repetições, constituíram-se nos comprimentos de declive de 11 m, 22 m, 33 m e 44 m, em uma declividade média de 8%. A rotação de culturas foi composta por soja, ervilhaca, milho e nabo, cultivados na forma de semeadura direta. Entre 30/11/2016 e 18/09/2018 foram avaliadas as PS, PA, EI_{30} e perdas de P, K, Ca e Mg, em eventos individuais de 61 chuvas erosivas. Realizou-se uma análise descritiva dos dados obtidos. No decorrer da pesquisa, as chuvas erosivas totalizaram 1997 mm de altura (AC) e EI_{30} de 8472 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹. As perdas de solo relacionaram-se linear e positivamente com a erosividade das chuvas e com as perdas de água e, estas, relacionaram-se do mesmo modo com a altura de chuva. As PS totalizaram 163 kg ha⁻¹ no tratamento de 11 m, 71 kg ha⁻¹ no tratamento de 22 m, 76 kg ha⁻¹ no tratamento de 33 m e 95 kg ha⁻¹ no tratamento de 44 m. Desconsiderando a unidade hectare, as PS em valores absolutos foram de 0,36 kg em 11 m, 0,31 kg em 22 m, 0,50 kg em 33 m e de 0,83 kg em 44 m. As PA apresentaram menor variação numérica entre os tratamentos quando comparadas às PS. As perdas de nutrientes não foram afetadas pelo comprimento de declive.

Palavras-chave: Perdas de solo. Perdas de água. Relevo.

ABSTRACT

Water erosion degrades the soil, contaminates the environment and is influenced by the relief and, in it, strongly by the slope length. Long slope lengths provide greater water erosion than

short slopes due to the resulting energy factor, especially if, combined with the length of the slope, soil management and cover are not adequate, even under no-tillage conditions, compromising soil and water conservation. This work aimed to quantify soil losses (SL), water losses (WL), erosivity index (EI_{30}) of rains and nutrient losses in different slope lengths in field conditions and natural rain, in an Inceptisol, in Lages, SC. The treatments, with two repetitions, consisted of slope lengths of 11 m, 22 m, 33 m and 44 m, with an average slope of 8%. The crop rotation was composed of soy, vetch, corn and turnip, cultivated in the form of no-tillage. Between 11/30/2016 and 9/18/2018, SL, WL, EI_{30} and P, K, Ca and Mg losses were evaluated in individual events of 61 erosive rains. A descriptive analysis was performed on the data obtained. In the course of the research, erosive rains totaled 1997 mm in rain depth (RD) and EI_{30} of 8472 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹. Soil losses were linearly and positively related to rainfall erosivity and water losses, and these were related to the rainfall depth. The SL were very low in all the studied slope lengths, totaling 163 kg ha⁻¹ for the 11 m treatment, 71 kg ha⁻¹ for the 22 m treatment, 76 kg ha⁻¹ for the 33 m treatment and 95 kg ha⁻¹ for the 44 m treatment. Disregarding the hectare unit, the SL in absolute values were 0.36 kg in 11 m, 0.31 kg in 22 m, 0.50 kg in 33 m and 0.83 kg in 44 m. WL showed less numerical variation between treatments when compared to SL. Nutrient losses were not affected by the slope length.

Keywords: Soil losses. Water losses. Relief.

3.1 ESTADO ATUAL DE ARTE DO ASSUNTO

O comprimento do declive é definido como a distância horizontal que separa o ponto de origem do escoamento superficial e o ponto onde o escoamento entra em um canal pré-definido ou quando o declive decresce suficientemente para que haja deposição das partículas que estão suspensas no fluxo (WISCHMEIER; SMITH, 1978).

O comprimento de declive apresenta expressiva importância na erosão hídrica, uma vez que é um fator energético e, por isso, potencializador do processo erosivo, afetando substancialmente a taxa de erosão hídrica (HUDSON, 1995). Considerando a unidade de área, em geral a perda de solo por erosão é proporcional ao comprimento do declive elevado ao expoente 0,5 (HUDSON, 1995; WISCHMEIER; SMITH, 1978).

O aumento do volume e da velocidade do escoamento superficial em um maior comprimento de declive em relação a um menor comprimento, resulta em aumento de energia,

com maior capacidade de desagregação e transporte do fluxo (BERTOL, 1995; BERTONI; LOMBARDI NETO, 2010; WISCHMEIER; SMITH, 1978). O efeito do comprimento do declive no escoamento superficial e na erosão do solo ainda não é suficientemente compreendido especialmente em condição de manejo do solo na forma de semeadura direta. Há poucos experimentos de campo conduzidos especificamente para quantificar esse efeito, cujos resultados são às vezes contraditórios. A discrepância entre os resultados encontrados até o momento decorre do fato de que as características intrínsecas do solo, o tipo de uso da terra, o sistema de manejo e cultivo do solo, o tipo de cultura e o tipo, quantidade e forma de manejo dos resíduos culturais alteram o efeito do comprimento do declive sobre a erosão do solo (LAL, 1988).

Em estudos realizados sob condição de chuva natural, com solo descoberto na Guatemala e na Nigéria, Lal (1984) e Akeson e Singer (1984) observaram que a erosão do solo aumentou com o aumento do comprimento de declive. No entanto, resultados diferentes destes foram encontrados por Rejman et al. (1999). Estes autores examinaram o efeito do comprimento de declive na perda de solo durante um período de quatro meses, sobre um solo siltoso com superfície descoberta, com declividade de 12%, considerando comprimentos declives de 5, 10 e 20 m, as perdas de solo diminuíram com o aumento do comprimento de declive.

Numa pesquisa com duração de 10 anos, conduzida por Bagarello e Ferro (2010) na Itália, em condição de chuva natural, os autores estudaram comprimentos de declive variando de 0,25 à 44 m, em condição de solo sem cultivo e descoberto. As perdas totais de solo não variaram significativamente com o comprimento do declive, analisando a erosão resultante de 40 chuvas erosivas no período da pesquisa. Portanto, para estes autores, a relação detectada entre as perdas de solo e o comprimento de declive, nas condições avaliadas, não foi suficiente para explicar a relação potencial que deveria ocorrer entre essas duas variáveis, segundo Wischmeier e Smith (1978).

No Brasil, alguns trabalhos também foram conduzidos com o intuito de avaliar o efeito do comprimento de declive na erosão hídrica. Bertoni et al. (1972) em Campinas (SP), observaram aumento nas perdas de solo de 1,4 e 1,6 vezes quando duplicado o comprimento de declive de 25 m para 50 m e de 50 m para 100 m, respectivamente, em parcelas com declividade entre 6,5 e 7,5% e precipitação média anual de 1300 mm. Em experimento realizado em Cambissolo húmico, sem cultivo e descoberto, Bagio et al. (2017) concluíram que as perdas de solo por erosão hídrica relacionaram-se de maneira positiva e linear com o aumento do comprimento de declive, no intervalo entre 11 m e 44 m, enquanto Rodrigues (2017), avaliando

os mesmos comprimentos de declive em semeadura direta, observaram uma relação potencial entre as variáveis.

Avaliando a influência do comprimento de declive no sistema de semeadura direta, Silva e De Maria (2011) realizaram uma pesquisa em Campinas (SP), durante um ano, sob condição de chuva natural, em um solo de textura argilosa, com 6% de declividade média, e não observaram perda de solo em parcelas com comprimentos de declive de 25, 50 e 75 m. A ampliação dos comprimentos de declive nessa condição de baixa declividade e elevada cobertura superficial, não aumentou a energia cisalhante da enxurrada, a ponto de causar a remoção dos resíduos vegetais da superfície e ocasionar o aumento na erosão do solo nas parcelas.

O comprimento do declive influencia menos as perdas de água quando comparadas às perdas de solo. Isso ocorre devido à capacidade limitada de infiltração e armazenamento de água no solo. Quando o limite de infiltração é ultrapassado, a água escoou sobre o terreno e as diferenças entre os tratamentos testados são reduzidas (KOHNKE, 1968).

Ao estudar a influência do comprimento do declive no escoamento superficial em solo descoberto, Lal (1983) constatou que, em geral, o escoamento superficial diminuiu com um aumento no comprimento de declive, resultando em efeito negativo deste sobre aquele. Nos EUA, Zingg (1940), em uma compilação de dados de vários experimentos realizados durante 20 anos com chuva simulada, também constatou que o escoamento superficial diminuiu com o aumento do comprimento do declive.

No Brasil, resultados encontrados por Bertoni et al. (1972) mostraram que as perdas de água diminuíram com o aumento do comprimento do declive, apresentando perda de água de 13,6% no comprimento de 25 m, 10,7% no comprimento de 50 m e 2,6% no comprimento de 100 m, em relação ao volume de chuva. Entretanto, Silva e De Maria (2011) constataram que em solo cultivado sob semeadura direta, as perdas de água aumentaram, porém em magnitude menor por unidade de área nos maiores comprimentos de declive (75 e 100 m), do que nos comprimentos de declive menores (25 e 50 m). Comportamento semelhante foi observado por Bagio et al. (2017) e Rodrigues (2017).

A redução na taxa de aumento das perdas de água por unidade de área, nas pendentes mais longas em relação às mais curtas, pode ser devido à maior possibilidade de a água infiltrar no solo ou evaporar nos comprimentos de declive mais longos em relação aos declives de menor comprimento. Isso poderia ser explicado pelo aumento do percurso percorrido pela enxurrada na superfície e conseqüente aumento de contato com o solo em comprimentos mais longos.

Entretanto, essa diferença ocorre principalmente porque nas pendentes de maior comprimento, aumenta a variação de declividade do terreno em relação às pendentes mais curtas.

A erosão é o principal meio de transporte de nutrientes, via escoamento superficial, das áreas agrícolas para os mananciais hídricos, causando contaminação e, com isso, sérios problemas de degradação das águas superficiais (GBUREK; SHARPLEY, 1998; SCHICK et al., 2000a). Diversos estudos indicam que a água e os sedimentos contidos no escoamento superficial determinam as perdas de nutrientes por erosão, uma vez que eles são transportados solúveis na água e/ou adsorvidos aos sedimentos (HU et al., 2013; SHARPLEY, 1985). O aumento do comprimento de declive resulta em aumento do volume e velocidade da enxurrada e em redução da infiltração de água no solo, intensificando a perda de sedimentos pela erosão hídrica. No entanto, pesquisas sobre os efeitos do comprimento de declive sobre as perdas de nutrientes por erosão raramente são relatadas. Dentre estas pesquisas, em um experimento de campo conduzido para avaliar os efeitos de comprimentos de declive de 1 m, 5 m, 10 m, 15 m e 20 m no escoamento superficial e nas perdas totais de solo e nitrogênio total sob condições de chuva simulada, Xing et al. (2016) concluíram que as taxas de escoamento e as perdas de nitrogênio associadas ao escoamento diminuíram com o aumento do comprimento do declive, enquanto a perda de sedimentos e de nitrogênio associado ao sedimento aumentou com o aumento do comprimento de declive. Lal (1997), avaliando comprimentos de declive de 10 à 60 m, em dois sistemas de manejo, relataram uma tendência de diminuição da perda de nutrientes com a diminuição do comprimento do declive.

Além da influência sobre as perdas de nutrientes, o comprimento do declive também interfere nos teores de nutrientes da camada superficial do solo. Nos comprimentos de declive mais longos, ocorre um aumento na movimentação do solo pela erosão hídrica. Dessa forma, a erosão hídrica pode ocasionar acúmulo de sedimentos nas posições mais baixas do declive, resultando em complexas redistribuições de solo e de nutrientes ao longo do relevo (LI et al., 2007).

Em solos agrícolas, as mudanças nas propriedades dos solos superficiais devido à erosão, decorrem da mobilização seletiva de nutrientes e de constituintes do solo (DU; WALLING, 2011). Isto tem sido atribuído à textura do material transportado pela enxurrada, o qual é mais rico em argila e espécies químicas do que o solo de onde foi removido, uma vez que essa fração fina do solo é mais facilmente transportada pela erosão hídrica do que a fração grosseira, predominantemente composta de areia (GASCHO et al., 1998; LANGDALE et al., 1985).

Estudos avaliando as mudanças nas propriedades do solo induzidas pela erosão mostraram consistentemente que as concentrações de carbono orgânico, nitrogênio e fósforo no solo são maiores nas áreas de deposição na superfície do solo em comparação com as áreas de remoção (GREGORICH; ANDERSON, 1985; PAPIERNIK et al., 2005, 2007; PENNOCK et al., 1994). Os efeitos da variação espacial nos nutrientes do solo sobre os rendimentos das culturas são evidentes em terrenos cultivados em declive, no entanto, pouco se sabe sobre os mecanismos que comandam essa variação (GE et al., 2007). Somente quando o mecanismo de variação espacial dos nutrientes do solo for conhecido, será possível superar seus efeitos adversos sobre a produtividade agrícola (GE et al., 2007) e minimizar a degradação ambiental decorrente da movimentação e perda de nutrientes.

3.2 HIPÓTESES

1. As perdas de solo pela erosão hídrica aumentam com o aumento do comprimento de declive, quando avaliadas na escala de parcela e com os valores expressos por unidade de área (ha), devido ao aumento de energia da enxurrada.
2. As perdas de água são menos influenciadas do que as perdas de solo pelo comprimento do declive, devido ao limite de infiltração de água no solo que regula o escoamento.
3. A concentração de P, K, Ca e Mg na água do escoamento superficial é maior nos menores comprimentos do declive devido ao efeito de diluição.
4. Na erosão hídrica sob chuva natural em semeadura direta, as perdas de solo relacionam-se fracamente com a erosividade das chuvas, enquanto as perdas de água relacionam-se fortemente com a altura de chuva, devido ao efeito da cobertura superficial do solo por resíduos culturais que, quando é total na escala de parcela dissipa a energia erosiva da chuva e da enxurrada.

3.3 OBJETIVOS

3.3.1 Objetivo Geral

Identificar o efeito do comprimento de declive na erosão hídrica e nas perdas de nutrientes, em solo cultivado em condição de semeadura direta em uma pesquisa de campo na escala de parcela em um experimento sob chuva natural.

3.3.2 Objetivos Específicos

Quantificar a erosão hídrica em um declive com comprimentos de 11, 22, 33 e 44 m, e com 2 m de largura.

Relacionar as perdas de solo e água ao comprimento do declive.

Determinar a concentração de P, K, Ca e Mg na água do escoamento superficial nos diferentes comprimentos de declive.

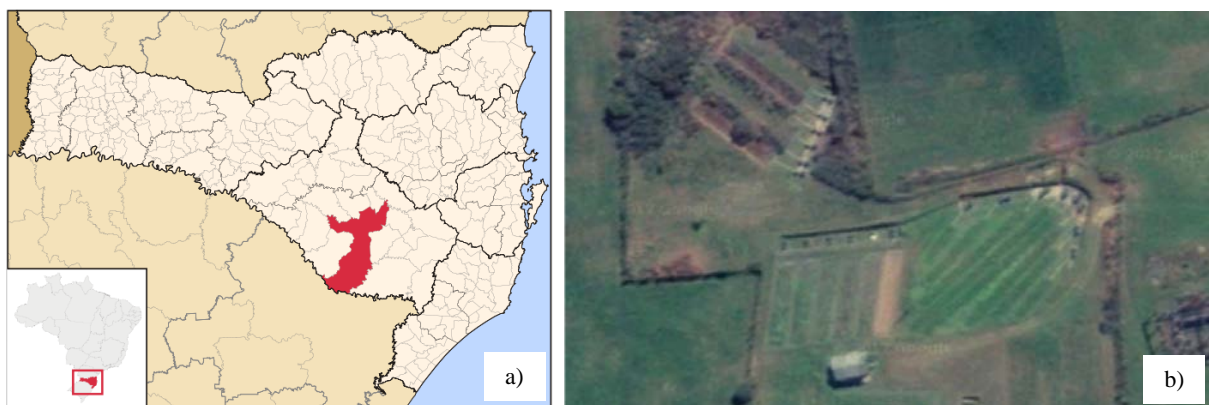
Relacionar as perdas de solo à erosividade das chuvas e as perdas de água à altura das chuvas.

3.4 MATERIAL E MÉTODOS

3.4.1 Caracterização da área experimental

A pesquisa foi conduzida em condição de chuva natural, no Campus do Centro de Ciências Agroveterinárias de Lages (CAV/UEDESC), Universidade do estado de Santa Catarina, na região do Planalto Sul Catarinense localizado entre 27° 49' S e 50° 20' W, a 923 m de altitude (Figura 1). O clima é do tipo Cfb segundo a classificação de Köeppen, com temperatura média anual de 15,7 °C (WREGE et al., 2011) e precipitação média anual de 1.533 mm (SCHICK et al., 2014).

Figura 1 - Localização da área experimental (b) no município de Lages (a), SC.



Fonte: GOOGLE MAPS. Disponível em < <https://www.google.com.br/maps/search/udesc/@-27.800725,-50.2931803,14z/data=!3m1!4b1?hl=pt-BR>>. Acesso em: 25 mar. 2018.

O solo do local do experimento é classificado como Cambissolo Húmico Alumínico léptico, segundo critérios da EMBRAPA (SANTOS et al., 2013). De acordo com a

classificação, este solo é constituído por material mineral, pouco desenvolvido, com horizonte B incipiente, saturação de bases inferior a 65% e elevado conteúdo de carbono na camada superficial. Apresenta Alumínio extraível superior a 4 $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$ e restrição à drenagem devido ao contato lítico na superfície. Devido à heterogeneidade do material de origem, das formas de relevo e das condições climáticas, as características deste solo são muito variáveis entre distintas localidades. A descrição química e física do perfil do solo na área experimental está apresentada na Tabela 1. A declividade média das parcelas de estudo é de 8%.

Tabela 1 - Características físicas e químicas do Cambissolo Húmico Alumínico léptico de Lages (SC), referentes ao perfil no local do experimento.

| Característica | Horizonte | | | | | |
|--|-------------|-------|-------|----------|-----------|-------|
| | Ap | A2 | B/A | B | B/C | C |
| | Camada (cm) | | | | | |
| | 0-20 | 20-34 | 34-53 | 53-75/82 | 75/82-105 | 105 + |
| Propriedades físicas | | | | | | |
| Argila (%) | 40 | 40 | 42 | 46 | 52 | 32 |
| Silte (%) | 42 | 40 | 41 | 40 | 35 | 65 |
| Areia fina (%) | 11 | 10 | 10 | 9 | 8 | 2 |
| Areia Grossa (%) | 7 | 10 | 7 | 5 | 5 | 1 |
| Densidade partículas (g cm^{-3}) | 2,54 | 2,56 | 2,61 | 2,61 | 2,70 | 2,38 |
| Densidade solo (g cm^{-3}) | 1,30 | 1,35 | 1,33 | 1,28 | 1,27 | 1,19 |
| Microporosidade (%) | 38 | 42 | 40 | 42 | 48 | - |
| Macroporosidade (%) | 9 | 6 | 6 | 4 | 3 | - |
| Taxa constante de infiltração (mm h^{-1}) | 6 | | | | | |
| Propriedades químicas | | | | | | |
| C orgânico (%) | 4 | 3 | 2 | 1 | 1 | - |
| N mineral (mg dm^{-3}) | 5,0 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,0 |
| P extraível (mg dm^{-3}) | 2,6 | 3,1 | 0,6 | 0,4 | 0,7 | 0,3 |
| K trocável (mg dm^{-3}) | 96,0 | 80,0 | 49,0 | 61,0 | 42,0 | 57,0 |
| Ca trocável ($\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$) | 2,6 | 3,0 | 0,7 | 0,5 | 0,7 | 0,3 |
| Mg trocável ($\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$) | 2,2 | 2,3 | 0,8 | 0,7 | 0,7 | 0,3 |
| Al trocável ($\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$) | 2,3 | 3,5 | 5,9 | 6,5 | 3,9 | 4,7 |
| pH H_2O (1:1) | 5,7 | 5,2 | 4,9 | 4,5 | 4,1 | 4,0 |

Fonte: GUADAGNIN, J.C. **Perdas de nutrientes e carbono orgânico pela erosão hídrica, em um Cambissolo Húmico Alumínico léptico submetido a diferentes sistemas de preparo e cultivo do solo.** Lages, Universidade do Estado de Santa Catarina, 2003. 150p. (Dissertação de Mestrado).

3.4.2 Histórico de manejo do solo na área experimental

Anteriormente à instalação do experimento, a área continha pastagem natural, a qual havia sido melhorada 25 anos antes com a incorporação de espécies exóticas de gramíneas como azevém, dátilo e festuca (*Lolium multiflorum*; *Dactylis glomerata*; *Festuca arundinacea*) e leguminosas como trevo e cornichão (*Trifolium repens*; *Lotus corniculatus*). Naquela época, aplicou-se, em cobertura, 4 t ha⁻¹ de calcário dolomítico (Tabela 2).

Tabela 2 - Histórico de manejo do solo, cultivo, adubação e correção do solo em experimento sob diferentes comprimentos de declive em Cambissolo Húmico, entre os anos de 1987 a 2016, em Lages, SC.

| Ano | Mês | Operações mecânicas | | Calcário t ha ⁻¹ | Cultivo | Adubação |
|-----------|------------------|---------------------|----------|--------------------------------|------------------------------|----------|
| | | Aração | Gradagem | | | |
| 1987-2012 | - | - | - | 4 | Pastagem natural melhorada | - |
| 2012 | Setembro início | 1 | - | - | - | - |
| 2012 | Setembro final | 1 | - | - | - | - |
| 2012 | Outubro início | 1 | 1 | 0,3 | - | - |
| 2012 | Outubro final | 1 | 1 | - | - | - |
| 2012 | Novembro início | - | 1 | - | - | N-P-K |
| 2012 | Novembro final | - | - | - | Feijão | - |
| 2012 | Dezembro | - | - | - | Feijão | N |
| 2013 | Abril | 1 | 1 | - | Pousio | - |
| 2013 | Abril a Julho | - | - | - | Pousio | - |
| 2013 | Julho | 1 | 2 | - | Pousio | - |
| 2013 | Julho a Novembro | - | - | - | Posio | - |
| 2013 | Novembro | - | - | - | Milho | - |
| 2014 | Julho a Dezembro | - | - | - | Solo Descoberto | - |
| 2015 | Janeiro a Junho | - | - | - | Solo Descoberto | - |
| 2015 | Julho | - | - | 2 | Aveia preta; Nabo; Ervilhaca | N-P-K |
| 2015 | Novembro | - | - | - | Feijão | N-P-K |
| 2016 | Março | - | - | - | Aveia preta | - |

Fonte: Elaborada pela autora, 2019.

Em setembro de 2012, duas arações foram realizadas, a 1ª no início e a 2ª no final do mês. Em outubro, no início do mês fez-se a 1ª gradagem, na metade do mês a 3ª aração e, no final do mês, aplicou-se 500 kg de calcário dolomítico (300 kg ha⁻¹) e procedeu-se a 4ª aração e a 2ª gradagem. No início de novembro aplicou-se 300 kg ha⁻¹ de adubo fórmula N-P-K, 5-20-10 e, em seguida, realizou-se a 3ª gradagem.

No final de novembro de 2012 semeou-se feijão (*Phaseolus vulgaris*) manualmente, com “matraca” ou “saraquá”, não havendo aplicação de adubo. Em dezembro aplicou-se 200 kg ha⁻¹ de ureia em cobertura e, em abril de 2013, o feijão foi colhido, tendo sido o resíduo retirado da área.

Em 20 de abril de 2013, foi realizada uma aração em contorno na área e, em seguida, uma gradagem na direção do declive, permanecendo o solo em pousio, sem cultivo, até o final de julho de 2013, quando mais uma aração e duas gradagens foram realizadas.

Em julho de 2013 as unidades experimentais foram instaladas, todas com largura de 2m cada uma, tendo sido delimitadas pelas chapas galvanizadas e pela calha coletora de enxurrada.

Em novembro de 2013, a área foi gradeada e, em seguida, foi semeado milho (*Zea mays*), sem adubo, com auxílio de “matraca” ou “saraquá”. Realizou-se a semeadura em linhas distanciadas a 0,7 m. Desse modo, três linhas foram semeadas em cada parcela, no sentido do declive. Em maio de 2014, o milho foi colhido, tendo sido o resíduo da parte aérea retirado da superfície do solo das parcelas, permanecendo as soqueiras da cultura dentro do solo. Sobre essa condição, instalaram-se as chapas e calhas coletoras de enxurrada, as quais, mais tarde, definiriam os tratamentos. Entre julho de 2014 e junho de 2015 as parcelas permaneceram sem cultivo e sem cobertura vegetal para uma pesquisa de erosão em solo sem cobertura.

Em julho de 2015 iniciou-se a transição da área para cultivo em condição de semeadura direta. Inicialmente, corrigiu-se o pH da área experimental, através da aplicação de 2 t ha⁻¹ de calcário dolomítico (PRNT 88%). Neste mesmo mês, realizou-se a semeadura de um consórcio de aveia preta, nabo e ervilhaca (*Avena strigosa*; *Raphanus sativus*; *Vicia sativa*). A adubação realizada foi de 300 kg ha⁻¹ de ureia, superfosfato triplo e cloreto de potássio na formulação 5-3-15. Em novembro de 2015 semeou-se feijão preto (*Phaseolus vulgaris*), com adubação de base, de 200 kg ha⁻¹ de superfosfato triplo e 145 kg ha⁻¹ de cloreto de potássio. Foi realizada adubação de cobertura, com 68 kg ha⁻¹ de ureia. Em março de 2016 iniciou-se o cultivo da aveia preta, a qual não recebeu adubação. Detalhes do manejo empregado na área no período de julho de 2015 a março de 2016 estão descritos em Rodrigues (2017).

3.4.3 Tratamentos e unidade experimental

Durante a pesquisa foram avaliados quatro tratamentos, estruturados de acordo com um delineamento inteiramente casualizado, com duas repetições de campo, constituídos de diferentes comprimentos de declive, com grau de declividade variável, como a seguir descritos e visualizados na Figura 2.

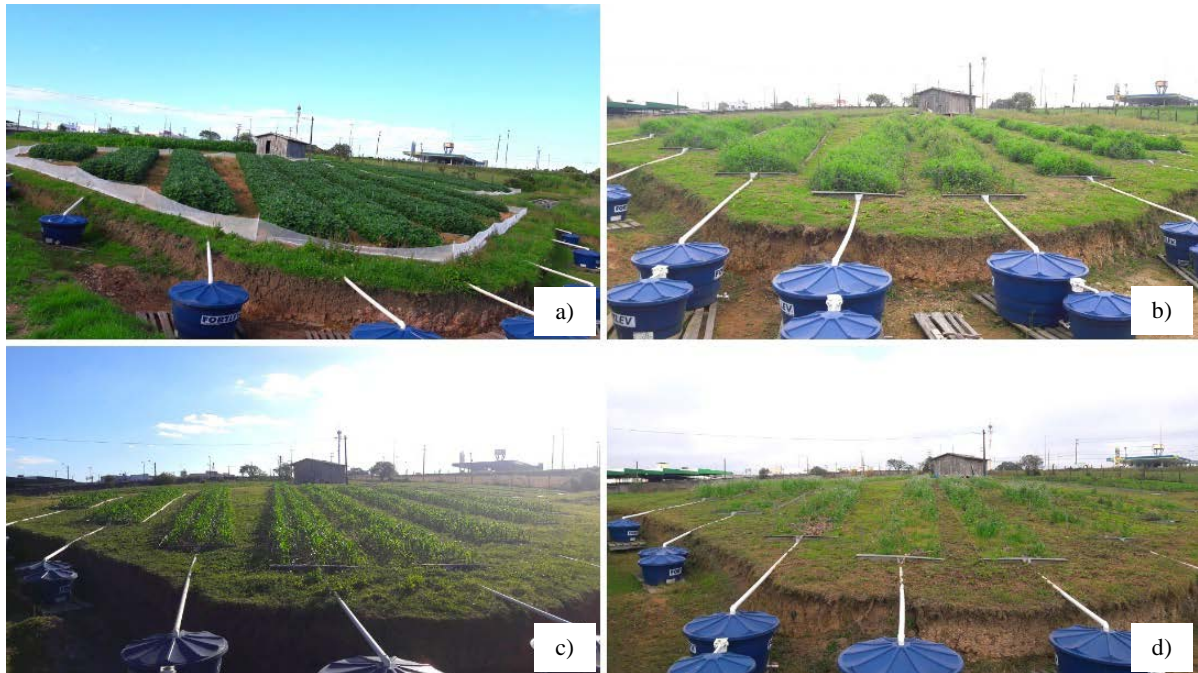
Tratamento 1: comprimento de declive de 11 m e declividade média de 8,4%

Tratamento 2: comprimento de declive de 22 m e declividade média de 8,2%

Tratamento 3: comprimento de declive de 33 m e declividade média de 7,7%

Tratamento 4: comprimento de declive de 44 m e declividade média de 7,6%

Figura 2 - Vista geral do experimento I. a) Cultivo da soja; b) Cultivo da ervilhaca; c) Cultivo do milho; d) Cultivo do nabo.



Fonte: Elaborada pela autora, 2019.

As parcelas contêm 2 metros de largura e são delimitadas nas laterais e na extremidade superior por chapas galvanizadas de 2 x 0,2 m, cravadas no solo em torno de 0,1 m, seguindo a recomendação contida em Cogo (1978). Na extremidade inferior de cada parcela situa-se um sistema coletor de enxurrada composto de uma calha para receber o material erodido da parcela. Esta calha está conectada por um cano PVC a uma primeira caixa de sedimentação situado 6 m abaixo, com capacidade de 310 L, 500 L, 750 L ou 1000 L, dependendo do comprimento declive. Esta caixa, por sua vez, está ligada, através de um divisor de enxurrada tipo “Geib”, a uma segunda caixa de armazenagem, com capacidade de 310 L. O divisor “Geib” permite a passagem de 1/7 da enxurrada do primeiro para o segundo tanque.

As culturas avaliadas foram conduzidas em sistema de semeadura direta. A dessecação da cultura da aveia preta (*Avena strigosa*), para posterior plantio da soja foi realizada no dia 31 de outubro de 2016, com o herbicida Gramoxone[®], na dose de 2L ha⁻¹.

Realizou-se a semeadura da soja (*Glycine max*) no dia 05 de novembro de 2016, com auxílio de semeadora manual tipo “saraquá” ou “matraca”, na densidade de 350 000 mil sementes ha⁻¹ e espaçamento 0,45 entre linhas. A cultivar de soja utilizada foi a Pionner 95y52[®]. A adubação de base foi realizada com fertilizante da fórmula NPK 02-28-12 na dose de 400 kg ha⁻¹, de acordo com as recomendações técnicas do Manual de Adubação e Calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina para a cultura da soja (CQFS, 2016).O

manejo fitossanitário foi realizado com produtos registrados para a cultura e estabelecidos em função do monitoramento.

Após o cultivo da soja, realizou-se a semeadura da ervilhaca (*Vicia sativa*). A semeadura foi realizada à lanço no dia 10 de maio 2017, com densidade de semeadura de 60 kg ha⁻¹, sem adição de adubo. A roçada e a coleta para determinação da massa seca foram realizadas no dia 18 de outubro 2017.

A semeadura do milho (*Zea mays*) realizou-se no dia 31 de outubro de 2017, com o auxílio de semeadora manual do tipo “saraquá”. O híbrido utilizado foi o AG9025 pro 3[®], na densidade de 60 000 ha⁻¹, com espaçamento de 0,7 entre linhas. A adubação foi realizada de acordo com a necessidade da cultura, com aplicação de P na forma de Superfosfato Triplo (41% P₂O₅), para o K na forma de Cloreto de Potássio (58% K₂O) (CQFS, 2016). Para o milho a fertilização com N foi efetuada em duas etapas, sendo a primeira no momento da semeadura e a segunda na fase de quatro folhas expandidas (V4). O controle de plantas invasoras foi realizado manualmente ou quimicamente, dependendo do grau de infestação.

Após o cultivo do milho, realizou-se a semeadura do nabo (*Raphanus sativus*). A semeadura foi realizada à lanço no dia 05 de abril de 2018 com densidade de semeadura de 30 kg ha⁻¹, sem adição de adubo. A roçada e a coleta para determinação da massa seca foram realizadas no dia 27 de setembro de 2018.

3.4.4 Quantificação da erosão

As coletas de água e sedimentos pela erosão hídrica, em campo, e o processamento em laboratório, foram determinadas para cada chuva erosiva individual, seguindo a metodologia recomendada por Cogo (1978).

O critério adotado para a seleção das chuvas erosivas foi o de Wischmeier e Smith (1958), modificado por Cabeda (1976), o qual considera erosiva a chuva com altura igual ou superior a 10 mm ou com altura igual ou superior a 6 mm em um intervalo de tempo menor ou igual a 15 minutos. Além disso, chuvas separadas por intervalos de seis horas sem precipitação ou com menos de 1 mm de altura são consideradas individuais.

Para o registro da distribuição de altura das chuvas foi utilizado um pluviograma (modelo IH-01-01), com amplitude de registro de 10 mm de precipitação e incremento de 0,2 mm, com tempo de registro de 24 horas e unidade de 10 minutos, acionado por um pluviógrafo mecânico instalado a 600 m da área experimental, no Campus do CAV/UDESC. Nos pluviogramas diários as chuvas erosivas foram cotadas manualmente em segmentos de

intensidade uniforme, e registradas em planilhas. Posteriormente, utilizou-se o programa Choveros, desenvolvido pelo Dr. Elemar Antonino Cassol (UFRGS), para calcular a erosividade das chuvas (índice EI₃₀) segundo Wischmeier e Smith (1978).

Para cada chuva erosiva individual, foram quantificados o volume de enxurrada e a massa de sedimentos perdidos em cada parcela. Em cada caixa de armazenamento de enxurrada, foi efetuada a medição da altura da suspensão, a coleta de amostras da enxurrada e a quantificação dos sedimentos erodidos. Os sedimentos foram retirados de dentro da caixa de sedimentação e pesados, quando sua quantidade permitiu.

Após o registro da altura de enxurrada dentro da caixa, a enxurrada foi homogeneizada e dela, coletadas duas repetições de amostras em frascos com capacidade de 350 cm³. Em cada frasco destas amostras, foram adicionadas de 3 a 5 gotas de ácido clorídrico (2,5 N) com a finalidade de precipitar os sedimentos em suspensão. Após a sedimentação, que ocorreu entre 24 e 48 horas após a aplicação do ácido clorídrico, o sobrenadante foi sifonado e retirado de dentro dos frascos, com o auxílio de uma mangueira plástica, restando uma lâmina de cerca de 1 cm de água sobre os sedimentos. Os frascos foram levados à estufa com circulação de ar, na temperatura de 55 – 60 °C, até atingirem massa constante. Ainda, foi coletada uma amostra dos sedimentos, em cada caixa, para a posterior correção da umidade, com o objetivo de corrigir a massa de sedimentos para a base de solo seco.

Com as amostras da enxurrada, determinou-se a concentração de sedimentos na enxurrada e a massa de sedimentos existentes na suspensão. O produto da altura de enxurrada dentro das caixas pela área das caixas forneceu o volume de enxurrada. A partir das amostras de sedimentos secos nos frascos, foi calculada a massa de solo seco contida em suspensão nas caixas, relacionando-as com os volumes de enxurrada das caixas. Os valores de massa de solo seco e de água contidos nas caixas foram somados aos de massa de solo seco e de água contida nos sedimentos, permitindo a obtenção das perdas totais de solo e de água, respectivamente, ocorridas em cada chuva.

Os dados obtidos de perda de solo foram ajustados para a declividade padrão da USLE, ou seja, 0,09 m m⁻¹, por meio do fator grau de declive, conforme proposto por Wischmeier e Smith (1978).

3.4.5 Determinações químicas no solo e na água do escoamento

Amostras do solo foram coletadas em quatro camadas: 0 - 2,5 cm; 2,5 - 5 cm; 5 - 10 cm; e 10 - 20 cm, em dois momentos, no início e ao final da pesquisa, em uma única posição central na parcela para determinar fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca) e magnésio (Mg).

Ao final de cada ciclo de cultivo foram coletadas amostras do solo na camada de 0 - 2,5 cm em pontos situados à cada 5,5 metros dentro das parcelas experimentais, para determinar os teores de P, K, Ca, Mg e CO.

As amostras de solo foram secas ao ar, moídas e passada em peneira com malha de 2 mm (Terra Fina Seca ao Ar), para posterior determinação dos atributos químicos. Potássio trocável e fósforo extraível foram extraídos pelo método do extrator duplo ácido (Mehlich 1) com solução ácida de HCl 0,05 mol L⁻¹ e H₂SO₄ 0,0125 mol L⁻¹. Potássio foi quantificado por fotometria de chama (Tedesco, 1995) e a determinação do teor de fósforo foi realizada por colorimetria, através de leitura em espectrofotômetro de absorção molecular na região visível em 882 nm, conforme metodologia proposta por Murphy e Riley (1962). Cálcio e magnésio trocáveis foram extraídos com solução salina neutra de KCl 1 mol L⁻¹ sendo determinados por leitura em espectrofotômetro de absorção atômica em chama, conforme metodologia descrita em Tedesco et al. (1995). O carbono orgânico total (COT) foi quantificado pelo método de combustão úmida, com oxidação dos compostos orgânicos por dicromato em composto ácido, com aplicação de calor externo (150 °C por aproximadamente 1 min) para completa oxidação dos compostos (Tedesco et al., 1995).

Em cada chuva erosiva foram coletadas amostras da água e dos sedimentos erodidos, para quantificar a concentração de P, K, Ca, e Mg no escoamento superficial durante o período da pesquisa. Imediatamente após serem coletadas, as amostras de água foram filtradas em membrana de éster de celulose de 0,45 micrômetro e posteriormente foram preservadas em temperatura entre -1 e -4 °C até o momento da análise. As metodologias utilizadas para determinação dos teores de P estão especificadas em Murphy e Riley (1962) e de K, Ca, e Mg na água do escoamento superficial estão descritas em Tedesco et al. (1995).

3.4.6 Determinações físicas

No início e ao final do período da pesquisa, foram coletadas amostras de solo com estrutura preservada e alterada, nas camadas de 0 - 2,5 cm; 2,5 - 5 cm; 5 - 10 cm; e 10 - 20 cm, em um único ponto no centro das parcelas, para as determinações físicas.

Nas amostras com estrutura preservada, coletadas com auxílio de anéis volumétricos, foi determinada a densidade e a porosidade (macro, micro e total) do solo. A densidade do solo foi determinada pela relação massa de solo/volume do anel volumétrico, em base seca a 105 °C conforme Blake e Hartge (1986). A porosidade total foi calculada pela diferença entre a massa de solo saturado e a massa de solo seco em volume conhecido. A microporosidade foi determinada através de retenção de água obtida após a amostra ser saturada e submetida à tensão de 6 kPa em mesa de tensão de areia, seguindo a metodologia descrita em Forsythe (1975). O volume de macroporos foi calculado pela diferença entre a porosidade total e a microporosidade.

As amostras com estrutura alterada foram secas parcialmente ao ar, destorroadas até passarem por peneiras de 8,00 mm de abertura de malha, para determinação da estabilidade de agregados. A estabilidade de agregados em água foi determinada por balanceamento a úmido, através da agitação vertical dos agregados em água, em peneiras de 4,76, 2,00, 1,00 e 0,25 mm, e os resultados foram expressos em diâmetro médio ponderado (DMP), seguindo a metodologia original descrita em Kemper e Chepil (1965).

3.4.7 Avaliação de massa seca, produtividade e cobertura superficial do solo

Para a determinação da produtividade das culturas, foram coletados 5 metros lineares na parte superior e inferior de cada uma das parcelas. Os componentes de rendimento e a produtividade das culturas foram avaliados segundo os critérios estabelecidos nas Regras para Análise de Sementes (BRASIL, 2009). Para a determinação da massa seca dos cultivos de verão, realizou-se a secagem da parte aérea das plantas coletadas após a retirada das espigas e vagens para determinação da produtividade. A secagem foi realizada em estufa com circulação de ar forçada com temperatura de aproximadamente 65°C, durante 48 a 72 horas, até peso constante

Para avaliação da massa seca das culturas de inverno, realizou-se a coleta do material vegetal em um quadrado de área conhecida, em duas posições escolhidas aleatoriamente dentro

da parcela, e posterior secagem em estufa com circulação de ar forçada com temperatura de aproximadamente 65°C, durante 48 a 72 horas, até peso constante.

As medições de cobertura do solo por resíduos culturais foram efetuadas de acordo com a metodologia proposta por Adams e Arkin (1977). O método consiste na utilização de uma corda de 5 m de comprimento, com marcações a cada 0,05 m, totalizando assim, 100 pontos. A corda foi estendida sobre o solo, contabilizando-se os pontos marcados que, perpendicularmente, coincidiam com uma peça de resíduo na superfície do solo. Desta forma, após a realização das leituras, a porcentagem de cobertura do solo corresponde à média do número total de pontos que sobrepujam o resíduo na superfície.

3.4.8 Análise estatística

O experimento foi instalado utilizando o delineamento de parcelas distribuídas inteiramente ao acaso, com duas repetições por tratamento. Realizou-se a análise descritiva dos dados de perdas de água e solo por erosão hídrica e de produtividade das culturas. Análises de correlação foram realizadas, quando pertinentes, utilizando-se o modelo linear ($y=a+bx$), relacionando perdas de solo com perdas de água; perdas de solo com EI30; e perdas de água com altura de chuva.

3.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.5.1 Caracterização química da área experimental

Os valores de fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca) e magnésio (Mg) em amostras do solo coletadas no experimento antes do início da pesquisa e após o seu término, estão apresentados na Tabela 3. Em geral, houve variação nas propriedades químicas avaliadas entre os dois momentos de avaliação. Para o P, não houve um padrão definido em termos de tendência dos teores no solo comparando o início e o final da pesquisa (Tabela 3). Para K, entretanto, observa-se diminuição nos teores obtidos ao final do período experimental, quando comparados aos teores iniciais, com exceção da camada 0-2,5 cm do tratamento de 11 metros e da camada de 10-20 cm dos tratamentos de 22 e 33 metros. Essa alteração dos teores observados pode ser justificada, devido às modificações ocasionadas no solo pelos diferentes cultivos e adubações realizadas ao longo do período da pesquisa.

Para P e K, no início e no final da pesquisa, observa-se um acúmulo dos nutrientes na camada superficial do solo, em decorrência da aplicação superficial de fertilizantes (Cloreto de Potássio e Superfosfato Triplo) e da ausência de revolvimento do solo (Tabela 3). Este acúmulo de nutrientes na camada superficial do solo em sistema de semeadura direta também foi observado por Schick et al. (2000a). O aumento de espécies químicas na camada superficial do solo, contribui para que ocorram perdas de nutrientes através do escoamento superficial. Isto poderá gerar um sério problema de contaminação ambiental por eutrofização das águas, além de contribuir para elevar o custo de produção, principalmente se as perdas de solo na semeadura direta forem elevadas (SCHICK et al., 2000a; BERTOL et al., 2007a, 2011b, 2017).

Tabela 3 - Atributos químicos do solo, nos diferentes tratamentos e camadas do solo, obtidos em amostras coletadas no início (I) e ao final da pesquisa (F) (média das repetições).

| Tratamento | Camada | P Mehlich 1 | | K | | Ca | | Mg | |
|------------|--------|---------------------------------|------|-----|-----|--|-----|-----|-----|
| | | I | F | I | F | I | F | I | F |
| | | mg dm ⁻³ | | | | cmol _c dm ⁻³ | | | |
| 11 m | 0-2,5 | 66,5 | 60,0 | 441 | 643 | 7,2 | 8,2 | 3,5 | 4,4 |
| | 2,5-5 | 21,0 | 54,6 | 280 | 114 | 7,1 | 7,3 | 2,9 | 4,0 |
| | 5-10 | 11,0 | 19,7 | 124 | 69 | 5,7 | 8,3 | 2,8 | 4,8 |
| | 10-20 | 7,0 | 23,7 | 62 | 55 | 5,7 | 7,5 | 2,9 | 6,3 |
| 22 m | 0-2,5 | 73,0 | 61,3 | 533 | 176 | 6,9 | 8,5 | 3,5 | 4,8 |
| | 2,5-5 | 29,0 | 13,5 | 310 | 104 | 6,9 | 8,6 | 3,6 | 5,1 |
| | 5-10 | 15,5 | 21,4 | 136 | 76 | 6,8 | 7,4 | 3,5 | 4,3 |
| | 10-20 | 9,0 | 9,6 | 55 | 58 | 6,0 | 7,6 | 3,5 | 5,0 |
| 33 m | 0-2,5 | 68,5 | 49,7 | 675 | 200 | 6,4 | 7,5 | 3,4 | 4,3 |
| | 2,5-5 | 16,5 | 46,3 | 335 | 114 | 6,7 | 7,6 | 3,7 | 4,6 |
| | 5-10 | 9,0 | 6,7 | 169 | 82 | 6,5 | 8,6 | 3,6 | 5,4 |
| | 10-20 | 17,5 | 15,5 | 54 | 59 | 6,1 | 8,4 | 3,8 | 4,6 |
| 44 m | 0-2,5 | 84,0 | 99,5 | 546 | 288 | 6,5 | 7,4 | 3,1 | 3,6 |
| | 2,5-5 | 30,0 | 37,9 | 324 | 176 | 6,2 | 7,9 | 3,2 | 4,1 |
| | 5-10 | 17,0 | 9,5 | 126 | 120 | 6,0 | 6,9 | 2,9 | 3,8 |
| | 10-20 | 13,0 | 5,8 | 65 | 72 | 5,7 | 4,7 | 2,9 | 3,2 |

Fonte: Laboratório de Análise de Solos – LAS, UDESC/CAV, 2019.

Os teores de Ca e Mg apresentaram pequena variação numérica entre as camadas do solo e entre as épocas de avaliação. Isso ocorreu porque, diferentemente do P e K que foram adicionados através de fertilizantes, a principal forma de fornecimento de Ca e Mg ocorre através da calagem do solo, a qual não é realizada frequentemente. Apesar da menor variação destes elementos quando comparados a P e K, houve aumento nos valores de Ca e Mg no final do período da pesquisa, quando comparados aos valores iniciais. Entretanto, ressalta-se que em todos os tratamentos e nas duas épocas de avaliação, os teores de Ca e Mg foram altos (> 4,0

cmol_c/dm³ para cálcio e >1,0 cmol_c/dm³ para magnésio), conforme interpretação do Manual de Adubação e Calagem (CQFS, 2016).

3.5.2 Caracterização física da área experimental

A caracterização física do solo da área experimental foi realizada antes do início da pesquisa e após o seu término. Na Tabela 4 estão apresentados os dados de densidade, porosidade total, macroporosidade, microporosidade do solo e diâmetro médio ponderado de agregados.

Tabela 4 - Valores de densidade (Ds), porosidade total do solo (PT), microporosidade (Micro), macroporosidade (Macro) e diâmetro médio ponderado de agregados (DMP), nos diferentes tratamentos (Trat) e camadas do solo, obtidos em amostras coletadas no início (I) e ao final da pesquisa (F) (média das repetições).

| Camada | Ds | | PT | | Micro | | Macro | | DMP | |
|--------|--------------------------------|-----|---------------|----|---------------|----|----------------|----|-----|-----|
| | I | F | I | F | I | F | I | F | I | F |
| | g cm ⁻³ | | % | | % | | mm | | | |
| 11 m | | | | | | | | | | |
| 0-2,5 | 1,2 | 1,2 | 62 | 55 | 37 | 37 | 25 | 18 | 5,5 | 5,6 |
| 2,5-5 | 1,2 | 1,3 | 60 | 56 | 39 | 37 | 21 | 18 | 5,9 | 6,0 |
| 5-10 | 1,2 | 1,2 | 57 | 54 | 41 | 39 | 16 | 15 | 5,8 | 5,7 |
| 10-20 | 1,2 | 1,2 | 57 | 54 | 41 | 38 | 16 | 16 | 5,8 | 5,9 |
| 22 m | | | | | | | | | | |
| 0-2,5 | 1,1 | 1,2 | 60 | 56 | 39 | 35 | 21 | 21 | 5,3 | 5,7 |
| 2,5-5 | 1,2 | 1,2 | 62 | 52 | 43 | 37 | 20 | 14 | 6,0 | 5,9 |
| 5-10 | 1,2 | 1,3 | 56 | 49 | 41 | 39 | 16 | 11 | 6,0 | 5,7 |
| 10-20 | 1,3 | 1,2 | 55 | 52 | 43 | 39 | 13 | 13 | 6,0 | 5,7 |
| 33 m | | | | | | | | | | |
| 0-2,5 | 1,2 | 1,0 | 61 | 59 | 38 | 34 | 23 | 25 | 5,6 | 5,7 |
| 2,5-5 | 1,3 | 1,3 | 60 | 56 | 43 | 39 | 17 | 17 | 5,8 | 5,6 |
| 5-10 | 1,3 | 1,3 | 53 | 50 | 43 | 40 | 11 | 9 | 6,0 | 5,7 |
| 10-20 | 1,3 | 1,3 | 55 | 49 | 42 | 42 | 13 | 8 | 5,9 | 5,7 |
| 44 m | | | | | | | | | | |
| 0-2,5 | 1,2 | 1,1 | 61 | 57 | 41 | 37 | 20 | 20 | 5,7 | 5,5 |
| 2,5-5 | 1,2 | 1,3 | 61 | 53 | 41 | 39 | 20 | 13 | 5,8 | 5,8 |
| 5-10 | 1,2 | 1,3 | 56 | 51 | 39 | 39 | 17 | 12 | 6,1 | 5,8 |
| 10-20 | 1,2 | 1,3 | 57 | 51 | 40 | 42 | 16 | 10 | 6,0 | 6,0 |

Fonte: Elaborada pela autora, 2019.

Em geral, houve pequena modificação nos valores referentes às propriedades físicas do solo avaliados ao longo do tempo (Tabela 4). A qualidade estrutural, ou seja, o conjunto da porosidade, densidade, estabilidade de agregados e infiltração de água no solo são afetados pelo uso da terra e manejo do solo (BERTOL et al., 2001; FERREIRA, 2010; LANZANOVA et al., 2007). A ausência de preparo do solo durante os cultivos, aliada ao fato de que o mesmo manejo do solo foi empregado em todos os tratamentos, pode explicar, pelo menos em parte, a pequena modificação nos valores dos dados físicos ao longo dos 23 meses de período da pesquisa (Tabela 4). Ademais, cabe ressaltar que as alterações nas propriedades físicas do solo raramente são observadas em espaço de tempo tão curto como o da presente pesquisa.

Na Tabela 4 é possível observar que os valores de densidade do solo se mantiveram similares ao longo do tempo e também entre os tratamentos. A densidade é um parâmetro importante pois interfere no crescimento e desenvolvimento vegetativo das plantas. Para cada solo há uma densidade crítica, a partir da qual a resistência torna-se elevada a ponto de diminuir ou impedir o crescimento de raízes. Esta densidade do solo crítica é dependente principalmente da classe textural do solo. Trabalhando com diferentes classes texturais, Reichert et al. (2003) propuseram a densidade crítica de $1,45 \text{ g cm}^{-3}$ para solos com textura argilosa (> 55% de argila), $1,55 \text{ g cm}^{-3}$ para textura média (20 a 55% de argila) e $1,65 \text{ g cm}^{-3}$ para textura arenosa (< 20% de argila). Os dados desta pesquisa encontram-se abaixo do limite crítico de densidade estabelecido por estes autores, considerando que o solo da área experimental (Cambissolo húmico) é de textura média (40% argila). Trabalhando em área contígua a deste experimento, em cultivo na forma de semeadura direta, Bertol et al. (2001) encontraram valor médio de densidade de $1,3 \text{ g cm}^{-3}$, semelhante ao observado nesta pesquisa.

Os valores de porosidade total foram menores no final do período experimental, quando comparados aos valores iniciais para todos os tratamentos avaliados (Tabela 4). Esse mesmo comportamento pode ser observado para a microporosidade, que apresentou valores iguais ou menores na segunda época de avaliação, com exceção da camada de 10-20 cm do tratamento de 44 metros. Os valores de porosidade total situaram-se entre 49 e 62%, com os de microporosidade variando de 34 a 43% e os de macroporosidade de 8 a 25% (Tabela 4). Em geral, estes valores situam-se dentro das faixas apresentadas na literatura como não limitantes ao desenvolvimento das culturas. Watanabe et al. (2002) afirmam que macroporosidade abaixo de 10% é considerada restritiva para o crescimento e produtividade da maioria das culturas. Entretanto, isso pode variar em função da espécie de planta e do regime de umidade do solo. Em uma compilação de dados de diversos trabalhos realizados em distintas classes texturais, Andrade e Stone (2009) apresentaram valor mínimo necessário ao crescimento e

desenvolvimento satisfatório de sistemas radiculares. Nessas situações, o limite de macroporosidade variou de 8% para solos argilo-arenosos e solos franco-argilo-arenosos e 14% para solos com textura argilosa. Estes mesmos autores encontraram valores mínimos de porosidade total variando entre 32% para solo com textura areia-franca /arenosa à 54% para solo com textura argilosa.

Considerando valores de referência de qualidade do solo, para o atributo de estabilidade de agregados que é medido através do diâmetro médio ponderado, valores mais altos são indicativos de melhor qualidade estrutural (REICHERT et al., 2003). Na presente pesquisa, o diâmetro médio ponderado dos agregados do solo (DMP), apresentou valores similares nos distintos tratamentos, camadas e épocas de coleta, situando-se entre 5,3 e 6,1 (Tabela 4). Estes dados de DMP são considerados elevados e indicam alta estabilidade de agregados (ANDRADE et al., 2010). Ademais, estes resultados são similares aos encontrados por Bertol et al. (2001), variando de 5,6 à 5,9; Souza et al. (2017), variando de 5,6 à 5,7; e Wolschick (2018), variando de 5,3 à 6,1, todos os trabalhos realizados em Cambissolo Húmico, sob semeadura direta.

3.5.3 Massa seca da parte aérea e produtividade das culturas

Os valores totais de massa seca da parte aérea da soja, ervilhaca, milho e nabo, assim como os valores de produtividade da soja e milho estão apresentadas na Tabela 5. Os resíduos culturais de todas as espécies cultivadas foram mantidos na superfície do solo e propiciaram cobertura de 100% em todos os tratamentos, desde o primeiro cultivo desta pesquisa.

Observa-se que a massa seca da parte aérea apresentou valores numericamente similares entre os tratamentos avaliados, durante os diferentes cultivos analisados. Isso pode ser justificado devido ao fato de que todos os tratamentos avaliados foram submetidos ao mesmo manejo. Para os cultivos de verão, a soja apresentou valor de massa seca da parte aérea de 4,3 Mg ha⁻¹, enquanto o milho apresentou valor de 6,4 Mg ha⁻¹, na média dos tratamentos. Para os cultivos de inverno, a ervilhaca apresentou massa seca de 5,3 Mg ha⁻¹ e o nabo de 4,0 Mg ha⁻¹, na média dos tratamentos (Tabela 5).

Os valores de massa seca para os cultivos de inverno estão dentro do esperado, e próximos aos valores encontrados em pesquisas realizadas por outros autores. Lázaro et al. (2013), observaram produção de 3,6 Mg ha⁻¹ no cultivo do nabo e de 5,3 Mg ha⁻¹ no cultivo da ervilhaca. Wolschick et al. (2016), em experimento realizado em Lages, SC, obteve produção

de 9,1 Mg ha⁻¹ de massa seca para o nabo e 4,2 Mg ha⁻¹ para ervilhaca, sendo que na referida pesquisa os cultivos foram adubados para expressar sua máxima capacidade de produção, diferentemente da presente pesquisa.

Tabela 5 - Massa seca da parte aérea e produtividade das culturas em diferentes cultivos

| Cultura | Tratamento | Massa seca | Produtividade |
|-----------|------------|---------------------------------|---------------|
| | m | ----- Kg ha ⁻¹ ----- | |
| Soja | 11 | 4180 | 3282 |
| | 22 | 4060 | 3032 |
| | 33 | 4580 | 3037 |
| | 44 | 4200 | 2931 |
| | CV (%) | 12 | 14 |
| Ervilhaca | 11 | 5625 | - |
| | 22 | 5000 | - |
| | 33 | 5469 | - |
| | 44 | 5000 | - |
| | CV (%) | 9 | - |
| Milho | 11 | 5891 | 16068 |
| | 22 | 7031 | 14615 |
| | 33 | 6276 | 17288 |
| | 44 | 6563 | 16964 |
| | CV (%) | 13 | 10 |
| Nabo | 11 | 4597 | - |
| | 22 | 4011 | - |
| | 33 | 3360 | - |
| | 44 | 3947 | - |
| | CV (%) | 38 | - |

Nota: CV (%) = Coeficiente de variação.

Fonte: Elaborada pela autora, 2019.

Para os cultivos de verão, a soja apresentou massa seca de 4,3 Mg ha⁻¹ e o milho de 6,4 Mg ha⁻¹ de massa seca (Tabela 5). Em experimento realizado nesta mesma área experimental, Schick (2014) encontrou valores de massa seca para a cultura do milho de 9,2 Mg ha⁻¹, e para a cultura da soja, de 3,3 Mg ha⁻¹, na média de quatro cultivos.

A produtividade das culturas apresentou o mesmo comportamento observado para a massa seca, com pequena variação entre os tratamentos. A produtividade média da soja foi de 3,0 Mg ha⁻¹, e a do milho foi de 16,2 Mg ha⁻¹ (Tabela 5). Para o cultivo da soja, Schick (2014) obteve a mesma produtividade que a observada nesta pesquisa, ou seja, na média de quatro cultivos a produtividade foi de 3,0 Mg ha⁻¹. Avaliando a produtividade de grão do milho, Wolschick (2018) relatou valores de 9,8 Mg ha⁻¹ para o milho, na média de três cultivos, com

população média de 69 mil plantas por ha⁻¹. A maior produtividade do milho observada nesta pesquisa pode ser justificada pela maior população de plantas, 80 mil plantas por ha⁻¹. Como as parcelas possuem menor área comparadas à condição de cultivo em lavouras, a competição por água e nutrientes não compromete a produtividade do milho que, desta forma, mesmo com espaçamento entre plantas reduzido em uma mesma fileira, expressaram seu potencial produtivo máximo.

As diferenças na produtividade de grãos e comportamento das espécies vegetais entre as diversas pesquisas podem ser explicadas devido as diferenças nas características edafoclimáticas, que interferem no crescimento e na adaptação das espécies. Assim, estas variações em cada região podem favorecer o desenvolvimento de determinadas espécies em detrimento de outras (AGOSTINETTO et al., 2000), justificando as diferenças obtidas entre pesquisas realizadas em distintos locais.

3.5.4 Perdas de água

3.5.4.1 Análise geral dos dados

Durante o período da pesquisa, compreendido entre novembro de 2016 e setembro de 2018, realizaram-se 61 coletas de enxurrada referentes às chuvas erosivas, as quais totalizaram altura de chuva (AC) de 1997 mm (Tabela 6). O índice de erosividade (EI₃₀) destas chuvas, representado pelo produto da energia cinética de cada chuva pela intensidade máxima em 30 minutos dentro da mesma chuva, foi de 8472 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ durante os 23 meses em que transcorreu a pesquisa.

Tabela 6 - Valores de altura (AC) e fator de erosividade (R) das chuvas erosivas e de perdas de água (PA) no período da pesquisa entre 2016 e 2018 (média de duas repetições), em Cambissolo Húmico submetido à semeadura direta em diferentes comprimentos de declive em Lages – SC.

| | AC | R - EI ₃₀ | PA em 11 m | PA em 22 m | PA em 33 m | PA em 44 m |
|--------|------|--|------------------------|------------|------------|------------|
| | mm | MJ mm ha ⁻¹ h ⁻¹ | % da chuva | | | |
| Total | 1997 | 8472 | 2,7 | 1,5 | 1,9 | 1,7 |
| Média | 33 | 139 | 2,7 | 1,5 | 1,9 | 1,7 |
| DP | 35 | 227 | 7,1 | 3,9 | 5,4 | 4,9 |
| CV (%) | 106 | 164 | 270,1 | 274,1 | 310,6 | 297,5 |

Nota: DP = Desvio Padrão; CV (%) = Coeficiente de variação.

Fonte: Elaborada pela autora, 2019.

No ano de 2016, apenas os meses de novembro e dezembro foram contabilizados, quando se deu início ao primeiro cultivo de verão. Nestes dois meses, foram observadas cinco

chuvas erosivas, com AC de 128,4 mm e EI₃₀ de 656,7 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹. No ano de 2017, ocorreram 28 eventos de chuvas erosivas, totalizando 1140 mm de AC e EI₃₀ de 5943 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹. Em 2018, ocorreram 28 eventos de chuva, totalizando 727,9 mm de AC e EI₃₀ de 1872,6 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹ (dados não apresentados).

A precipitação pluvial média anual em Lages é de 1533 mm (SCHICK et al. 2014). Nesta pesquisa foram observados 1140 mm para o ano de 2017 e 728 mm para o ano de 2018 (dados não apresentados). Estes valores equivalem respectivamente a 74% e 48% da altura de chuva normal da série histórica. O valor médio anual do índice de erosividade determinado em um período de 24 anos por Schick et al. (2014), para este mesmo local, é de 5033 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹. Este valor obtido por Schick et al. (2014) é 15% menor em relação ao valor de EI₃₀ observado no ano de 2017 nesta pesquisa (dados não apresentados). Já o EI₃₀ obtido no ano de 2018 apresentou valor 63% menor em relação à média histórica obtida por Schick et al. (2014).

No Brasil, os índices de EI₃₀ médios anuais apresentam grande variabilidade espacial, decorrente da diversidade climática existente entre as distintas regiões do País. Um estudo realizado por Cogo (1988) concluiu que o índice de erosividade que normalmente ocorre no Brasil enquadra-se na faixa entre 5000 e 12000 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹. Já Oliveira et al. (2013), encontraram dados de EI₃₀ anual variando de 1672 a 22452 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹ em 35 estudos realizados no Brasil. Nos Estados Unidos, de acordo com Wischmeier e Smith (1978), na maior parte do país os valores de EI₃₀ situam-se abaixo de 5900 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹, apenas no sudeste do país estes valores podem alcançar 8500 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹.

As perdas de água foram muito baixas e apresentaram valor numericamente maior no menor comprimento de declive. No tratamento de 11 m elas foram de 2,7% em relação à altura de chuva. No tratamento de 22 m foram de 1,5%, seguidas de 1,9% para o de 33 m e de 1,7% para o tratamento de 44 m (Tabela 6).

Os valores de perda de água da Tabela 6 foram 91% menores do que os obtidos na pesquisa de Bagio et al. (2017) nesta mesma área experimental, em que o solo havia sido cultivado nos dois anos anteriores, mas no momento da pesquisa se encontrava descoberto. Ainda, os referidos valores foram 74% menores do que os obtidos na pesquisa de Rodrigues, (2017), em experimento subsequente ao de Bagio et al. (2017), no qual a área já se encontrava novamente sob cultivo em semeadura direta. Essas comparações foram com base nas médias de todos os tratamentos. A diminuição nas perdas de água ao longo do tempo ocorreu devido ao fato do solo não conter cobertura alguma no período conduzido por Bagio et al. (2017). Isso favoreceu o selamento superficial e diminuiu a capacidade de retenção superficial e de infiltração de água do solo, com conseqüente aumento de escoamento superficial. Com a

implementação da semeadura direta para a pesquisa de Rodrigues (2017), houve manutenção integral dos resíduos culturais sobre o solo, o que protegeu a superfície do selamento, aumentou a infiltração e reduziu o escoamento superficial. Ademais, nessa fase experimental a ausência de mobilização do solo para implantação das culturas, provavelmente manteve a continuidade de poros e melhorou o movimento interno de água no seu perfil, conforme ocorreu no trabalho de Amaral et al. (2008). Em área experimental contígua à deste experimento, Schick (2014) encontrou valores de perda de água de 124 mm para o tratamento cultivado sob semeadura direta e 512 mm para solo sem cobertura, na média de 20 anos de pesquisa, reiterando a importância da cobertura vegetal na diminuição das perdas de água em comparação ao solo descoberto. Diversos autores, em diversos tipos de solo, observaram diminuição nas perdas de água à medida que houve diminuição de intensidade do preparo do solo e aumento da cobertura superficial (BERTOL et al., 1997, 2008a; BEUTLER et al., 2003; HERNANI et al., 1997; LEITE et al., 2004; MELLO et al., 2003; PANACHUKI et al., 2011; SCHICK et al., 2000b).

No estudo conduzido por Bagio et al. (2017), houve fraco aumento nas perdas de água com o aumento do comprimento do declive no intervalo entre 11 e 44 metros, enquanto na pesquisa conduzida por Rodrigues (2017) as perdas de água numericamente aumentaram com o aumento de comprimento do declive até os 33 metros, entretanto, entre 33 e 44 m houve redução nas referidas perdas.

Corroborando com os resultados encontrados nesta pesquisa, Lal (1983), em trabalho desenvolvido na Nigéria, para detectar a influência do comprimento do declive no escoamento superficial em solo descoberto, em parcelas de 5, 10, 15 e 20 metros de comprimento, constatou que, em geral, o escoamento superficial diminuiu com o aumento no comprimento de declive. Este autor atribuiu a diminuição no escoamento superficial, ao fato de que, nos maiores comprimentos de declive a água permanece mais tempo sobre o solo, ocasionando maior oportunidade de infiltração. Em uma compilação de dados de vários experimentos realizados durante 20 anos nos EUA com chuva simulada, Zingg (1940) também constatou que o aumento do comprimento do declive diminuiu o escoamento superficial. No Brasil, resultados encontrados por Bertoni et al. (1972) indicaram que as perdas de água diminuíram com o aumento do comprimento do declive, onde a perda de água passou de 13,6% em relação ao volume de chuva no comprimento de 25 m, para 2,6% no comprimento de 100 m.

Em estudo realizado por Silva e De Maria (2011), em solo cultivado sob semeadura direta e diferentes direções de semeadura, verificaram aumento nas perdas de água, porém em magnitude menor por unidade de área nos maiores comprimentos de declive, de 75 metros, do que nos comprimentos de declive de 25 e 50 metros. Os autores salientaram que a semeadura

direta, com grande quantidade de palha na superfície em um solo com alta capacidade de infiltração (Latossolo) e relativa baixa declividade (6%), pode ter atenuado os efeitos da direção de semeadura e do comprimento de declive nas perdas de água.

A redução na taxa de aumento das perdas de água por unidade de área, nas pendentes mais longas em relação às mais curtas, pode ser justificada devido à maior possibilidade que a água tem de infiltrar no solo ou evaporar, nos maiores comprimentos de declive em relação aos menores, em virtude do aumento do percurso da enxurrada na superfície e do conseqüente maior contato da enxurrada com o solo em comprimentos mais longos. Ademais, cabe ressaltar que nas pendentes mais longas é mais provável que aumente a variação de declividade do terreno em relação às mais curtas, o que altera a taxa de infiltração de água no solo.

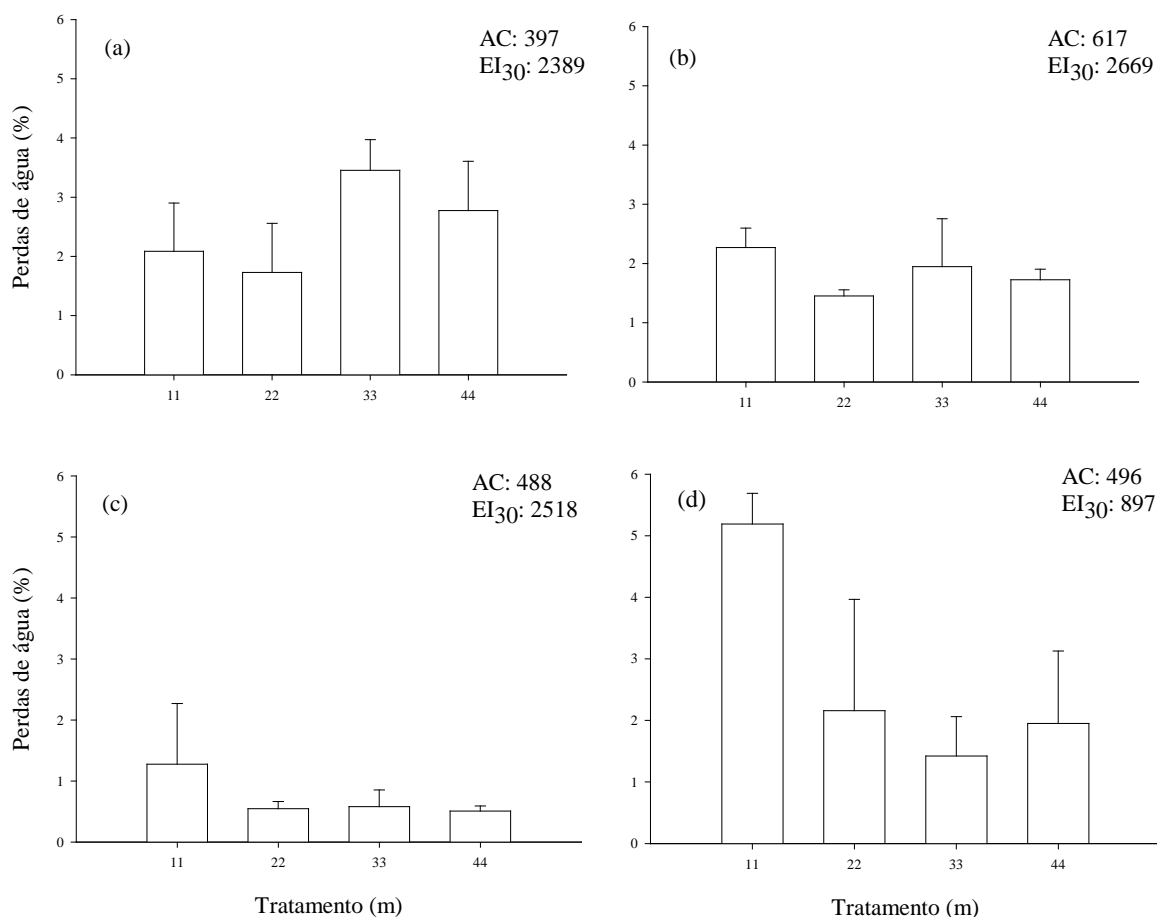
A pequena variação das perdas de água entre os tratamentos também pode ser explicada pelo limite de infiltração de água no solo. O solo apresenta um limite de infiltração de água, de acordo com sua capacidade, e a partir deste limite a água é igualmente perdida por escoamento superficial, independentemente das condições de manejo e, até, de comprimento de declive. Além disso, a infiltração de água no solo varia com o tipo de solo. Para o Cambissolo Húmico desta pesquisa, Bertol et al. (2015) determinaram que a taxa de infiltração constante é de $6,6 \text{ mm h}^{-1}$, por meio de chuva simulada, independentemente do tipo de manejo do solo, da época dos cultivos e da intensidade e duração da chuva. Outro fator importante que influencia as perdas de água é a umidade do solo no momento da chuva. Wolschick (2018), em pesquisa com chuva natural, observou que quando o solo se encontra saturado por chuvas anteriores, até 80% da água da chuva pode se perder por escoamento superficial, independente do manejo. O teor inicial de água no solo, no entanto, não afeta a taxa de infiltração final, a qual pode ser considerada constante. O solo sob condições secas leva mais tempo para alcançar a saturação, mas, ao alcançá-la, a infiltração torna-se semelhante à da condição úmida. Assim, em eventos de chuva de baixa intensidade e volume e/ou quando o solo está mais seco, a capacidade de infiltração e armazenamento do solo atende o volume de água precipitada.

Devido ao limite da capacidade de infiltração de água no solo, as perdas de água variaram menos do que as perdas de solo, corroborando com trabalhos realizados por Schick et al. (2000b), Cogo et al. (2003), Beutler et al. (2003) e Schick (2014), em diferentes cultivos e preparos de solo.

3.5.4.2 Análise dos dados por cultivo

Durante o cultivo da soja, ocorreram 14 chuvas erosivas com altura de chuva total de 396 mm. No decorrer do cultivo da ervilhaca 13 chuvas erosivas acumularam altura de chuva de 617 mm. No cultivo do milho, foram observados 487 mm de altura de chuva em 19 eventos erosivos. Ao longo do cultivo do nabo, precipitaram 496 mm de altura de chuva decorrentes de 15 chuvas erosivas (dados não apresentados). Ao longo do período da pesquisa, o índice de erosividade EI_{30} foi de 2389 $MJ\ mm\ ha^{-1}\ h^{-1}$ para o cultivo da soja, 2669 $MJ\ mm\ ha^{-1}\ h^{-1}$ para o cultivo do nabo, 2518 $MJ\ mm\ ha^{-1}\ h^{-1}$ para o cultivo do milho e 897 $MJ\ mm\ ha^{-1}\ h^{-1}$ para o cultivo do nabo (dados não apresentados). Na Figura 3 estão apresentados os valores de perdas de água por cultivo.

Figura 3 - Valores de perdas de água, altura de chuva (AC – mm) e índice de erosividade (EI_{30} – $MJ\ mm\ ha^{-1}\ h^{-1}$), observados durante os cultivos da soja (a); ervilhaca (b); milho (c) e nabo (d), no período de 2016 a 2018 (média de duas repetições) em Cambissolo Húmico submetido ao sistema de semeadura direta do solo em diferentes comprimentos de declive em Lages – SC.



Fonte: Elaborada pela autora, 2019.

No cultivo da soja, observou-se perda de água de 2,5% na média dos tratamentos, com desvio padrão de 0,9 e coeficiente de variação de 36,3% (dados não apresentados). As perdas de água foram de 2,1% para o tratamento de 11 metros, 1,7% para o de 22 metros, 3,5% para o de 33 metros e 2,8% para o tratamento de 44 metros (Figura 3a).

Para o cultivo da ervilhaca, a perda de água foi de 1,9% em relação à altura de chuva, na média dos tratamentos, com desvio padrão de 0,5 e coeficiente de variação de 25,2% (dados não apresentados). As perdas de água foram de 2,3% para o tratamento de 11 metros, 1,5% para o de 22 metros, 1,9% para o tratamento de 33 metros e 1,7% para o tratamento de 44 metros (Figura 3b).

A média das perdas de água entre os tratamentos para o cultivo do milho foi de 0,7%, com desvio padrão de 0,5 e coeficiente de variação de 71,6% (dados não apresentados). Para o tratamento de 11 metros as perdas de água foram de 1,3%, 0,5% para o tratamento de 22 metros, 0,6% para o tratamento de 33 metros e 0,5% para o tratamento de 44 metros (Figura 3c).

No decorrer do cultivo do nabo, as perdas de água foram de 2,7% na média dos tratamentos, com desvio padrão de 1,8 e coeficiente de variação de 67,2% (dados não apresentados). As perdas de água foram de 5,2% para o tratamento de 11 metros, 2,2% para o de 22 metros, 1,4% para o tratamento de 33 metros e 2,0% para o tratamento de 44 metros (Figura 3d).

Observa-se que as perdas de água não apresentaram tendência de aumento ou diminuição quanto aos diferentes comprimentos de declive, entretanto, houve variação relativamente pequena entre os tratamentos e entre os ciclos de cultivo do solo. Este comportamento também foi observado por Laflen e Colvin (1981). Os autores demonstraram que distintos preparos de solo influenciam mais as perdas de água do que diferentes resíduos culturais. Ademais, como já discutido anteriormente, o limite da capacidade de infiltração de água no solo, quando atingido, tende a diminuir as diferenças de perdas de água, independente do tratamento avaliado.

Os valores de perdas de água observados para os diferentes cultivos foram relativamente baixos, e inferiores aos obtidos por Rodrigues (2017). Esta autora verificou perdas de água de 26% para o consórcio de aveia, nabo e ervilhaca, 5,3% para o cultivo do feijão e 6,5% para o cultivo da aveia, respectivamente na média dos tratamentos de 11, 22, 33 e 44 metros.

3.5.5 Perdas de solo

3.5.5.1 Análise geral dos dados extrapolados para o hectare

As perdas de solo não apresentaram ampla variação numérica entre os tratamentos, totalizando 163 Kg ha⁻¹ para o tratamento de 11 m, 71 Kg ha⁻¹ para o tratamento de 22 m, 76 Kg ha⁻¹ para o tratamento de 33 m e 95 Kg ha⁻¹ para o tratamento de 44 m (Tabela 7).

Tabela 7 - Valores de altura (AC) e fator de erosividade (R) das chuvas erosivas e de perdas de solo totais (PS) no período da pesquisa entre 2016 e 2018 e valores médios por evento de chuva (média de duas repetições), em Cambissolo Húmico submetido à semeadura direta em diferentes comprimentos de declive em Lages – SC.

| | AC | R - EI ₃₀ | PS em 11 m | PS em 22 m | PS em 33 m | PS em 44 m |
|--------|------|--|---------------------------------|------------|------------|------------|
| | mm | MJ mm ha ⁻¹ h ⁻¹ | Kg ha ⁻¹ | | | |
| Total | 1997 | 8472 | 162,7 | 70,8 | 76,2 | 94,5 |
| Média | 33 | 139 | 2,7 | 1,2 | 1,2 | 1,5 |
| DP | 35 | 227 | 7,1 | 4,2 | 4,4 | 7,1 |
| CV (%) | 106 | 164 | 266,3 | 360,7 | 355,9 | 457,1 |

Nota: DP = Desvio Padrão; CV (%) = Coeficiente de variação.

Fonte: Elaborada pela autora, 2019.

Estas perdas de solo são de baixa magnitude, explicada, em grande parte, pela elevada cobertura superficial do solo por resíduos culturais que minimizou o efeito do comprimento de declive na erosão, em todos os tratamentos. Em pesquisa realizada nesta mesma área experimental, em condição de solo descoberto, Bagio et al. (2017) observaram aumento de 20% nas perdas de solo com a duplicação do comprimento de declive de 22 m para 44 m, em experimento conduzido durante 12 meses, contabilizando 41 eventos de chuva erosiva, com altura de chuva de 1349 mm e EI₃₀ de 6066 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹. Nesta condição de solo sem cultivo e descoberto, a ausência de proteção sobre o solo permitiu que a energia erosiva das chuvas potencializasse a sua capacidade de produzir erosão. Em experimento subsequente ao de Bagio et al. (2017), conduzido por Rodrigues (2017), avaliando o efeito do comprimento de declive durante a transição da área de solo descoberto para solo cultivado na condição de semeadura direta, também observou aumento das perdas de solo com o aumento do comprimento de declive. Durante a referida pesquisa, foram analisadas 49 chuvas erosivas com altura de chuva total de 1781 mm e EI₃₀ de 5503 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹. De acordo com a autora, a perda de solo aumentou 2,3 vezes, na média dos tratamentos com 33 e 44 m de comprimento, em relação à média dos tratamentos com comprimentos de 11 m e 22 m. Entretanto, os valores de perda de solo observados por Rodrigues (2017) foram baixos quando comparados aos

obtidos no período anterior por Bagio et al. (2017), devido à mudança no manejo do solo. Na média dos tratamentos, a diferença foi de 99,4%, confirmando a eficácia da semeadura direta na diminuição das perdas de solo em comparação à ausência de cultivo, conforme verificado também por Schick et al. (2017). Ademais, as perdas de solo obtidas por Rodrigues (2017) reduziram em magnitude nos últimos cultivos em relação aos primeiros, com a consolidação da semeadura direta. Isto ocorreu devido a permanência da semeadura direta ao longo do tempo. Este sistema de manejo fornece condições superficiais favoráveis para proteger o solo da energia erosiva das chuvas e do escoamento, como observado por Silva e De Maria (2011) e Schick et al. (2017).

A duplicação de comprimento do declive de 11 m para 22 m e de 22 m para 44 m não proporcionou um aumento nas perdas de solo por unidade de área (Tabela 7), diferentemente do relatado por Wischmeier e Smith (1978). Segundo estes autores, ao duplicar o comprimento de declive, as perdas de solo devem aumentar, em média, 50%, sendo que este percentual pode variar de 20% a 80%. Esse comportamento de aumento das perdas de solo com o aumento do comprimento de declive resulta em uma relação potencial, do tipo $y = x^b$, em que o valor de b varia de 0,2 a 0,8 sendo, em média, igual a 0,5 (WISCHMEIER; SMITH, 1978). O aumento na erosão nos maiores comprimentos de declive deveria ser explicado pelo aumento da capacidade erosiva do escoamento superficial, determinado principalmente pelo maior volume e velocidade da enxurrada nos maiores comprimentos de declive, o que não foi observado nesta pesquisa.

Estudos realizados antes e após os trabalhos de Wischmeier e Smith (1978), confirmaram a existência de relação potencial entre o aumento da massa de solo perdido por unidade de área e o aumento do comprimento do declive. Ao duplicar o comprimento de declive, Zingg (1940) observou aumento de três vezes na perda total de solo. Bertoni et al. (1972) verificaram aumento de 1,4 e 1,6 vezes na perda de solo quando duplicado o comprimento de declive de 25 m para 50 m e de 50 m para 100 m, respectivamente, em declividade entre 6,5 e 7,5% e com precipitação média anual de 1.300 mm. Akeson e Singer (1984), em trabalho realizado na Nigéria, com solo descoberto, relataram que as perdas de solo variaram de 51 Mg ha⁻¹ em comprimento de 2,4 m a 144 Mg ha⁻¹ em comprimento de declive de 14,7 m, em área com 45% de declividade. Em trabalho realizado em condição de chuva natural, em solo descoberto, Lal (1984) observou aumento nas perdas de solo com o aumento do comprimento de declive. Nesta pesquisa, a concentração de sedimentos, isto é, a relação erosão/escoamento superficial aumentou linearmente com o aumento do comprimento do declive, resultando em valores médios de 0,223 Mg ha⁻¹ mm⁻¹ para o comprimento de 5 metros à 0,443 Mg ha⁻¹ mm⁻¹ para o comprimento de 20 metros, no primeiro ano de avaliação. No segundo ano de avaliação, a

concentração de sedimentos relatada foi de 0,294 Mg ha⁻¹ mm⁻¹ para 5 metros e 0,804 Mg ha⁻¹ mm⁻¹ para 20 metros. Entretanto, o autor observou uma interação entre o comprimento e o gradiente do declive com a erosão. Para declives de 10 e 15%, o aumento no comprimento do declive de 5 para 15 m aumentou a erosão do solo por unidade de área, enquanto em declives entre 1 e 5% o comprimento do declive teve pouco efeito sobre a erosão. Assim, a baixa declividade da área experimental desta pesquisa (média de 8%) pode ter reduzido o efeito do comprimento de declive nas perdas de solo.

Em outras pesquisas realizadas em condição de chuva natural, essa tendência de aumento das perdas de solo com o aumento do comprimento de declive não se confirmou. Em comprimentos de declive de 0,25 m; 0,4 m; 1 m; 2 m; 5 m; 11 m; 22 m; 33 m; e 44 m, em condição de solo sem cultivo e descoberto, Bagarello e Ferro (2010) observaram que as perdas de solo não variaram com o comprimento do declive, em 40 eventos de chuva erosiva durante 10 anos. A justificativa destes autores foi de que o aumento do comprimento de declive resultou em aumento moderado na erosão em sulcos e em apreciável diminuição da erosão entre sulcos. Dessa forma, a relação detectada entre as perdas de solo e o comprimento de declive, pura e simples, nas condições avaliadas, não foi suficiente para explicar a relação potencial publicada por Wischmeier e Smith (1978).

Estudando comprimentos de declive de 5 m; 10 m e 20 m, durante quatro meses, Rejman et al. (1999), constataram que as perdas de solo diminuíram com o aumento do comprimento de declive, em um solo siltoso com superfície descoberta e declividade de 12%. Os valores observados foram de 4,9 Kg m⁻², 4,3 Kg m⁻² e 2,2 Kg m⁻² para os comprimentos de 5, 10 e 20 metros, respectivamente. Outro aspecto levantado por Rejman et al. (1999) é que devido a deposição das partículas desagregadas ao longo da superfície do terreno, os sedimentos coletados de uma parcela de erosão derivam principalmente da parte da parcela que está localizada perto da saída e não de toda a área. Consequentemente, à medida que as parcelas se tornam mais longas, uma proporção menor da área contribui com sedimentos na saída da área de controle, em relação à área toda da parcela, dificultando a detecção das perdas de solo nas posições mais altas dos maiores comprimentos de declive. Os autores observaram que mesmo na precipitação de maior intensidade (33 mm e valor de EI₃₀ de 600 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹) as partículas de solo foram transportadas a uma distância máxima de nove metros, o que sugere que nos maiores comprimentos de declive ocorre maior deposição do que efetivo transporte das partículas de solo desagregadas. Na presente pesquisa, o solo foi cultivado com semeadura direta, resultando em elevada cobertura superficial, diferentemente do experimento conduzido por Rejman et al. (1999), onde o solo foi mantido sem cultivo. Sabendo que a rugosidade

superficial ocasionada pelos resíduos culturais na semeadura direta é um importante fator de redução da velocidade da enxurrada e retenção de água e sedimentos, pode-se inferir que parte dos sedimentos produzidos nesta pesquisa podem ter sido depositados ao longo das parcelas, principalmente nos tratamentos de maior comprimento, justificando as menores perdas de solo, por unidade de área (ha), observadas.

Pesquisas realizadas para avaliação do efeito do comprimento de declive em solo cultivado são escassas. Em experimento realizado em condição de semeadura direta em Campinas (SP), sob chuva natural, durante um ano, em um solo de textura argilosa com 6% de declividade média, Silva e De Maria (2011) não observaram perda de solo em comprimentos de declive de 25, 50 e 75 m. De acordo com os autores, a ampliação dos comprimentos de declive nessa condição de baixa declividade não aumentou a energia cisalhante da enxurrada, a ponto de causar a remoção dos resíduos vegetais da superfície, o que geraria aumento na taxa de erosão do solo.

Nos preparos conservacionistas de solo, como a semeadura direta, a eficácia dos resíduos culturais na redução da erosão hídrica diminui se os resíduos forem transportados pelo escoamento superficial e/ou a ação cisalhante da enxurrada atue por baixo do resíduo cultural, sem removê-lo do local, formando sulcos. Esse fenômeno é denominado falha dos resíduos, caracterizando a existência de comprimento crítico de declive, ou seja, a distância no terreno a partir da qual a enxurrada adquire tensão cisalhante suficiente para superar a resistência do resíduo ao transporte e/ou a resistência do solo ao sulcamento. Nessas situações, a ocorrência de erosão em sulcos resulta em aumento das perdas de solo com o aumento do comprimento e/ou da declividade (BARBOSA, 2011; BERTOL, 1995; FOSTER et al., 1982). As baixas perdas de solo obtidas nesta pesquisa podem ser justificadas devido à ausência de falha de resíduo nas condições avaliadas, ou seja, os comprimentos de declive avaliados não atingiram o limite do comprimento crítico de declive, impedindo o sulcamento do solo e o aumento das perdas de solo. O comprimento crítico de declive foi avaliado por diversos autores e apresenta resultados variados. Em pesquisas realizadas com chuva simulada, em um Argissolo, em condição de semeadura direta e escarificação, Bertol (1995) encontrou limites de comprimento crítico de declive para semeadura direta e escarificação variando respectivamente de 328 a 483 m e de 147 a 209 m, sobre os resíduos de milho, e de 157 a 272 m e de 143 a 267 m quando cobertos pelos resíduos de trigo + milho. Enquanto Barbosa et al. (2012), trabalhando em Nitossolo Bruno e duas direções de semeadura, encontraram comprimentos críticos de declive entre 109 e 155 m, 44 e 147 m, e 35 a 137 m, para os resíduos de milho, trigo e soja, respectivamente. Rodrigues (2017) em experimento com chuva natural em Cambissolo

Húmico, observou que a partir dos 33 m de comprimento do declive houve falha dos resíduos culturais e se estabeleceu comprimento crítico de declive.

Um fator que deve ser considerado em pesquisas futuras, é que o sistema de rotação de culturas implantado nesta pesquisa, não ocorre na grande maioria das áreas de lavoura do Brasil, pois em geral, os produtores optam pela monocultura ou sucessão simples de culturas, que geram menores quantidades de resíduo e cobertura superficial. Dessa forma, seria importante avaliar o efeito do comprimento do declive na condição de monocultura e/ou sucessão de culturas, pois devido às taxas de cobertura do solo mais baixas, a falha do resíduo pode ocorrer, e o comprimento crítico de declive poderá ser atingido em comprimentos menores dos que os observados para rotação de culturas, elevando as perdas de solo.

Outro ponto relevante, que deve ser destacado, é de que as perdas de solo observadas em todos os tratamentos avaliados nesta pesquisa estão muito abaixo do limite de tolerância de perda de solo estabelecido para este Cambissolo por Bertol e Almeida (2000) que é de 9,6 Mg ha⁻¹ ano⁻¹. A tolerância de perda de solo por erosão refere-se a um limite de perda que não comprometa a capacidade produtiva do solo e é baseado na profundidade efetiva do solo, na relação textural entre os horizontes A e B, e pode levar em consideração também os teores de argila, matéria orgânica e o grau de permeabilidade do solo. Cabe ressaltar que a tolerância de perda de solo de 9,6 Mg ha⁻¹ é relativa a um ano, ou seja, 12 meses, enquanto que a maior perda de solo observada na pesquisa foi de 163 Kg ha⁻¹ para o tratamento de 11 m, contabilizada durante um período de 23 meses, reforçando as baixas perdas de solo observadas no experimento. Entretanto, é importante destacar que a tolerância de perda de solo sugerida por Bertol e Almeida (2000) não considera a contaminação ambiental ocasionada pela erosão fora do seu local de origem, atendendo apenas o critério de manutenção da capacidade produtiva do solo.

É necessário salientar que os resultados da presente pesquisa foram obtidos em escala de parcela e o maior comprimento de declive, de 44 metros, é imensamente inferior aos comprimentos de declive existentes na maioria das áreas de lavoura no Brasil. Os resultados obtidos em áreas maiores, dificilmente serão os mesmos que os obtidos em escala de parcela, pois todos os fatores que influenciam a erosão hídrica apresentam maior variabilidade em escala de campo, quando comparados à escala de parcela experimental.

Corroborando com o exposto, Parsons et al. (2006) afirmaram que a taxa de erosão medida numa área de determinada escala, não pode ser facilmente extrapolada para uma outra área de maior escala. Afirmaram os autores, por exemplo, que uma perda de solo de 100 kg medida em uma parcela de 100 m², não pode ser expressa como 10 Mg ha⁻¹, embora tais

extrapolações sejam matematicamente corretas e comuns na literatura e por isso, foram realizadas nesta pesquisa. Os autores afirmaram ainda que a produção de sedimentos aumenta com o comprimento de declive, mas esse aumento não é linear, mas sim a taxas decrescentes. Parsons et al. (2006) afirmaram ainda, que para estimar as taxas de erosão em grandes áreas são necessários métodos alternativos, entretanto, não solucionam este problema, apenas acusam sua existência.

3.5.5.2 Análise dos dados sem extrapolar para o hectare

Na tabela 8 os valores de perda de solo estão apresentados na unidade de Kg por parcela, sem extrapolar estes valores para unidade de área (ha). Em geral, quando se analisa as perdas de solo sem transformá-las para unidade de área, estas perdas aumentam com o aumento do comprimento de declive.

Tabela 8 - Valores de altura (AC) e fator de erosividade (R) das chuvas erosivas e das perdas de solo (PS) totais no período da pesquisa entre 2016 e 2018 e valores médios por evento de chuva (média de duas repetições), em Cambissolo Húmico submetido à semeadura direta em diferentes comprimentos de declive em Lages – SC.

| | AC | R - EI ₃₀ | PS em 11 m | PS em 22 m | PS em 33 m | PS em 44 m |
|--------|------|--|----------------|------------|------------|------------|
| | mm | MJ mm ha ⁻¹ h ⁻¹ | Kg | | | |
| Total | 1997 | 8472 | 0,36 | 0,31 | 0,50 | 0,83 |
| Média | 33 | 139 | 0,006 | 0,005 | 0,008 | 0,014 |
| DP | 35 | 227 | 0,016 | 0,019 | 0,030 | 0,063 |
| CV (%) | 106 | 164 | 264 | 358 | 353 | 453 |

Nota: DP = Desvio Padrão; CV (%) = Coeficiente de variação.

Fonte: Elaborada pela autora, 2019.

Observa-se que a duplicação do declive de 11 para 22 metros, não ocasionou aumento nas perdas de solo, podendo ainda, ser observada uma leve redução destas perdas, as quais foram de 0,36 Kg para o comprimento de 11 metros e de 0,31 para o comprimento de 22 metros (Tabela 8). Entretanto, quando se analisa a duplicação do comprimento de declive de 22 para 44 metros, pode-se constatar um aumento de 2,7 vezes nas perdas de solo, que variaram de 0,31 Kg para 0,83 Kg. A medida em que aumenta o comprimento de declive, aumenta a energia erosiva do escoamento superficial em função do aumento do volume e velocidade da enxurrada (WISCHMEIER; SMITH, 1978). No tratamento de 11 metros de comprimento de declive, as perdas de solo totais (0,36 kg) foram equivalentes a 43% daquelas ocorridas do tratamento de 44 metros (0,83 kg). Essa redução nas perdas de solo no comprimento de declive mais curto em relação ao mais longo é atribuída à diminuição do volume e velocidade da enxurrada que se traduziu na redução da energia erosiva da mesma (FOSTER et al., 1982).

Avaliando as perdas de solo em Kg e sem transformá-las para hectare, Rodrigues (2017) verificaram um incremento de 3,4 vezes nas perdas de solo, para um aumento de quatro vezes no comprimento de declive, estas perdas foram de 3,7 Kg para o comprimento de 11 metros e de 12,5 Kg para o comprimento de 44 metros, durante o período da pesquisa, neste mesmo experimento sob semeadura direta. Bagio et al. (2017) em trabalho realizado no mesmo experimento, mas com solo sem cultivo e descoberto, observaram aumento de 2,2 vezes para a duplicação do comprimento de declive de 11 para 22 metros (337 a 735 Kg), e de 2,4 vezes para a duplicação de declive de 22 para 44 metros (735 a 1769 Kg). Estes autores observaram que as perdas de solo, em Kg por parcela, no tratamento de 44 metros foram 5,2 vezes superiores às observadas no tratamento de 11 metros.

Em trabalho desenvolvido na Nigéria, Rejman et al. (1999) observaram perdas de solo de 73,1 Kg por parcela para o comprimento de 5 metros, 129,8 Kg por parcela para o tratamento de 10 metros e 134 Kg por parcela para o tratamento de 20 metros, em solo descoberto, com 12% de declividade.

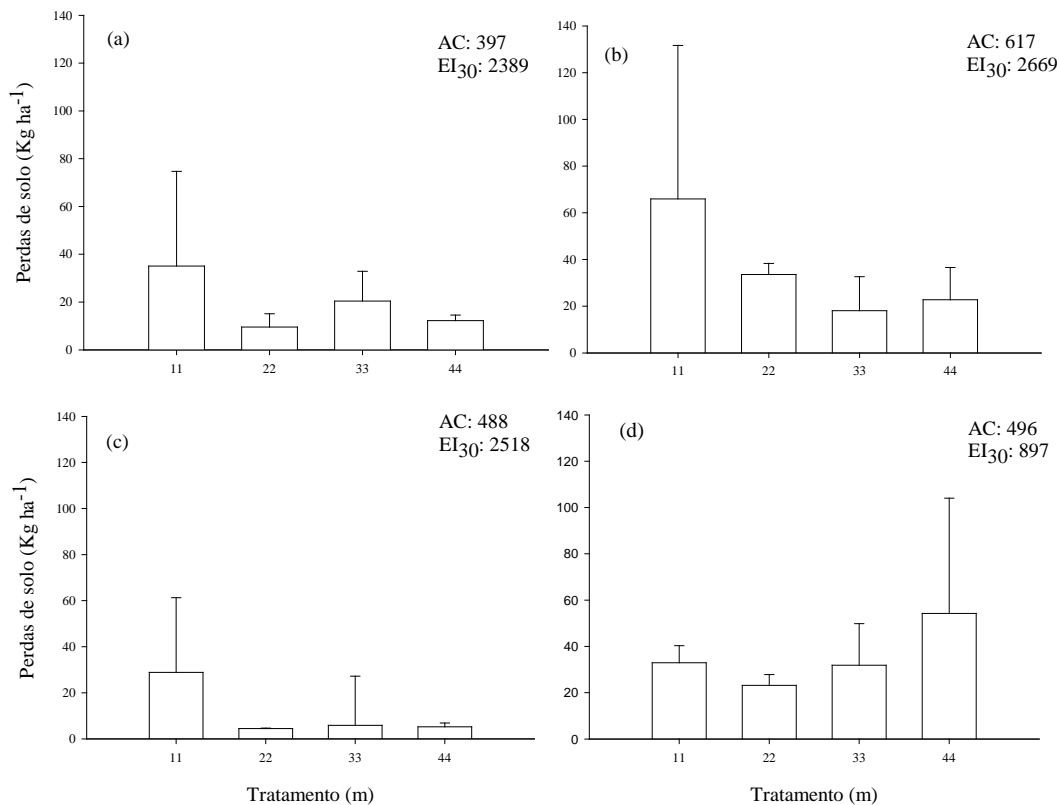
3.5.5.3 Análise dos dados por cultivo e extrapolados para o hectare

Durante o ciclo da soja, compreendido entre 30/11/2016 e 26/04/2017, ocorreram 14 chuvas erosivas, sendo que 57% precipitaram entre os meses de dezembro e janeiro (dados não apresentados). Essas chuvas totalizaram altura de 396,8 mm, com média de 28,3 mm por chuva, desvio padrão de 11,3 mm e coeficiente de variação de 40%. O índice de erosividade EI_{30} para o período foi de 2388,9 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹, com média de 170,6 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ por chuva, desvio padrão de 198,2 e coeficiente de variação de 116,2. A perda de solo foi de 19,3 Kg ha⁻¹, na média dos quatro tratamentos, com desvio padrão de 18,6 e coeficiente de variação de 96%. Como pode ser observado na Figura 4a, o tratamento de 11 metros apresentou a maior perda de solo durante o cultivo da soja, 35,1 Kg ha⁻¹, seguido do tratamento de 33 metros com 20,4 Kg ha⁻¹, 44 metros com 12,2 e 22 metros com 9,5 Kg ha⁻¹.

O período compreendido entre 20/05/2017 e 22/10/2017 foi conduzido sob cultivo da ervilhaca. Neste período, ocorreram 13 eventos de chuva erosiva, totalizando altura de chuva de 617 mm e EI_{30} de 2669,1 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ (dados não apresentados). A média da altura de chuva foi de 47,5 mm, com desvio padrão de 60 mm e coeficiente de variação de 126%. Já a média de EI_{30} foi de 205,3 por chuva, com desvio padrão de 386 e coeficiente de variação de 188%. A perda de solo foi de 35 Kg ha⁻¹ na média dos tratamentos, com desvio padrão de 32,5

e coeficiente de variação de 92,51. Os tratamentos de 11 metros, 22 metros, 33 metros e 44 metros apresentaram perdas de solo de 65,9, 33,6; 18,1 e 22,8 Kg ha⁻¹, respectivamente (Figura 4b).

Figura 4 - Valores de perdas de solo, altura de chuva (AC – mm) e índice de erosividade (EI₃₀ – MJ mm ha⁻¹ h⁻¹) observados durante os cultivos da soja (a); ervilhaca (b); milho (c) e nabo (d), no período de 2016 a 2018 (média de duas repetições), em Cambissolo Húmico submetido ao sistema de semeadura direta do solo em diferentes comprimentos de declive em Lages – SC.



Fonte: Elaborada pela autora, 2019.

O cultivo do milho compreendido entre 06/11/2017 e 25/03/2018 foi submetido a 19 chuvas erosivas e, destas, 58% concentradas nos meses de novembro de 2017 e janeiro de 2018. A altura de chuva total do período foi de 487,7 mm, com índice de erosividade de 2517,8 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹. A média da altura de chuva foi de 25,6 mm, com desvio padrão de 20,3 e coeficiente de variação de 79,4. Já o EI₃₀ médio foi de 132,5 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹, com desvio padrão de 170,5 e coeficiente de variação de 128,7. A perda de solo foi de 11,1 Kg ha⁻¹ na média dos tratamentos, com desvio padrão de 16,46 e coeficiente de variação de 148,28%. O tratamento de 11 metros apresentou 28,9 Kg ha⁻¹ de perda de solo, seguido de 4,5 Kg ha⁻¹ para o tratamento

de 22 metros, 5,8 Kg ha⁻¹ para o tratamento de 33 metros e 5,2 Kg ha⁻¹ para o tratamento de 44 metros (Figura 4c).

No período de tempo do cultivo do nabo, compreendido entre 07/05/2018 e 18/09/2018, ocorreram 15 chuvas erosivas, totalizando 496 mm de altura de chuva e 896,5 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ de índice de erosividade EI₃₀. A perda de solo para o período avaliado foi de 35,5 Kg ha⁻¹ na média dos tratamentos, com desvio padrão de 23,7 e coeficiente de variação de 66,7%. O tratamento de 11 metros apresentou 32,9 Kg ha⁻¹ de perdas de solo, seguido de 23,2 Kg ha⁻¹ para o tratamento de 22 metros, 31,9 Kg ha⁻¹ para o tratamento de 33 metros e 54,2 Kg ha⁻¹ para o tratamento de 44 metros (Figura 4d).

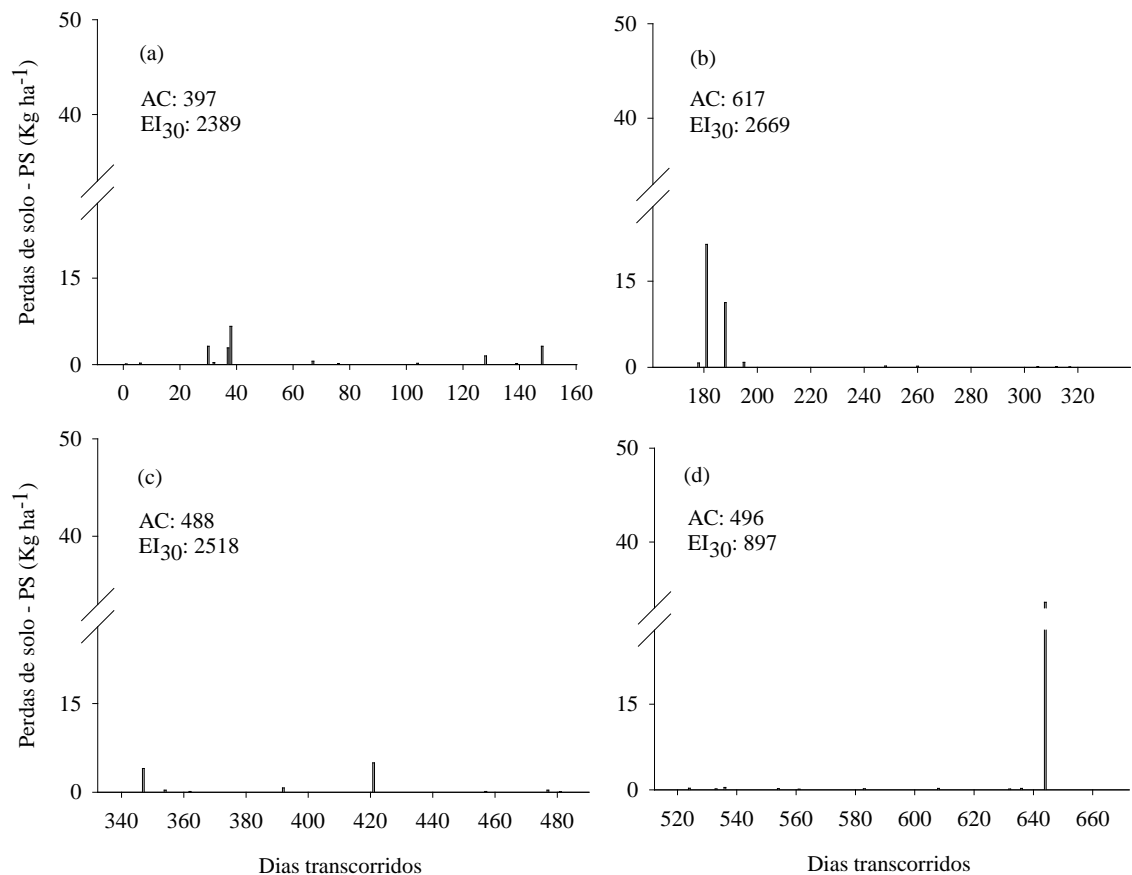
Pode-se observar que nos cultivos de verão (soja e milho), as perdas de solo apresentaram a mesma tendência quanto aos tratamentos, em que, no de 11 metros ocorreram as maiores perdas de solo, seguidas pelos tratamentos de 33 metros, 44 metros e, por fim, o de 22 metros (Figura 4a; 4c). Entre os cultivos de inverno, a ervilhaca apresentou as maiores perdas de solo no tratamento de 11 metros, semelhante aos cultivos de verão, seguido dos tratamentos de 22, 44 e 33 metros, respectivamente. O nabo apresentou a maior perda de solo na média dos tratamentos. Neste cultivo, os maiores valores de perda de solo foram obtidos no tratamento de 44 metros, seguido do tratamento de 11 metros, 33 metros e 22 metros.

A comparação de dados de perda de solo em diferentes comprimentos de declive é dificultada, especialmente em condição de cultivo sob semeadura direta. Isso, em parte, é devido ao pequeno número de trabalhos realizados sobre o assunto, na condição de semeadura direta, uma vez que a grande maioria dos trabalhos foi realizada em condição de solo descoberto. No Brasil, Silva e De Maria (2011) observaram que não houve produção de sedimentos durante o cultivo de aveia preta e de milho, em condição de semeadura direta, em comprimentos de declive 25, 50 e 75 metros em 6% de declividade. Os autores destacaram a importância da cobertura superficial na redução das perdas de solo.

A ausência de uma tendência definida em termos de diminuição, ou de aumento, de perdas de solo nesta pesquisa, considerando os tratamentos nos diferentes cultivos, em parte pode ser justificada pela influência dos resíduos culturais persistentes e pela rugosidade superficial ocasionada pelo cultivo antecessor. Seria demasiado simplista, alegar que as perdas de solo observadas em um determinado cultivo foram influenciadas exclusivamente pela parte vegetativa das plantas daquele cultivo. É certo que o resíduo da parte aérea e de raízes das plantas do cultivo anterior influenciaram do ponto de vista conservacionista. Isto, porque a cobertura do solo por resíduos dissipa a energia cinética das gotas de chuva e a rugosidade dissipa a energia da enxurrada, concorrendo conjuntamente para diminuir a erosão hídrica.

A influência do cultivo antecedente nas perdas de solo pode ser observada na Figura 5, onde está apresentada a erosão hídrica na média dos tratamentos ao longo do tempo.

Figura 5 - Perdas de solo (média entre os tratamentos de 11, 22, 33 e 44 metros) observados ao longo do tempo, durante os cultivos da soja (a); ervilhaca (b); milho (c) e nabo (d), entre 30/11/2016 e 18/09/2018, em Cambissolo Húmico submetido ao sistema de semeadura direta em Lages – SC.



Fonte: Elaborada pela autora, 2019.

Na Figura 5a, verificam-se as perdas de solo durante o cultivo da soja, o qual foi antecedido pelo cultivo da aveia preta (Material e Métodos). Observa-se que nos primeiros 25 dias não houve ocorrência de perdas de solo neste tratamento, durante a ocorrência de três chuvas erosivas, apesar da cultura estar nos estádios iniciais de desenvolvimento e apresentar pequena quantidade de biomassa vegetal de parte aérea. Dessa forma, a baixa perda de solo observada no início do ciclo da cultura da soja pode ser atribuída à presença de resíduos culturais, principalmente de aveia preta, que protegeram a superfície do solo durante o estabelecimento da cultura da soja. De acordo com Bezerra e Cantalice (2006), a cobertura vegetal do solo apresenta efeito primordial sobre a erosão hídrica e esse efeito pode ser relativo

à cobertura vegetal oferecida pelo dossel das plantas e/ou relativo à cobertura vegetal ocasionada pelos resíduos culturais em contato direto com a superfície do solo.

No cultivo da ervilhaca (Figura 5b), a presença de chuvas de elevado volume e erosividade no início do ciclo cultural, gerou perdas de solo nos primeiros dias de condução do cultivo. Estas perdas de solo podem ter atingido essa magnitude em função de que a cobertura gerada pelos resíduos culturais da soja, que é uma leguminosa, não é tão eficiente quanto a cobertura proveniente de espécies gramíneas. Ramos (2015), afirmou que gramíneas apresentam maior capacidade de reduzir a erosão, pois produzem maior quantidade de resíduos culturais e possuem maior capacidade de reestruturação do solo devido a melhor produção e distribuição de seu sistema radicular, tornando o solo mais resistente à desagregação pelo impacto das gotas da chuva e enxurrada associada, resultando em menores perdas.

Perdas de solo também foram observadas nos primeiros dias após a implantação do cultivo do milho (Figura 5c), semeado sob o resíduo cultural da ervilhaca. Ramos et al. (2014), avaliando a eficiência de resíduos culturais, observou que as perdas de solo foram 91% menores sob resíduo de azevém do que sob resíduo da ervilhaca. Naquele caso, o azevém produziu maior massa de resíduo na parte aérea e nas raízes, resistiu por mais tempo à decomposição e cobriu melhor o solo, quando comparado a ervilhaca.

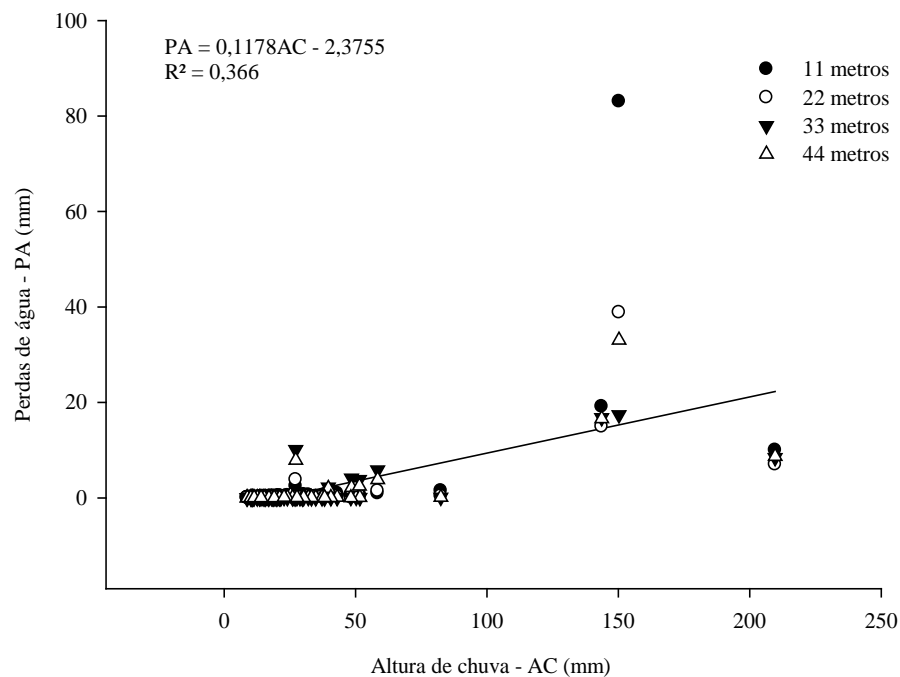
Durante o cultivo do nabo (Figura 5d), perdas de solo são verificadas apenas no final do ciclo cultural, o que pode estar associado à eficiência do resíduo do milho na cobertura do solo e aumento da rugosidade superficial, resultando na redução das perdas de solo. Destaca-se que espécies gramíneas de elevada relação C/N, tais como milho, apresentam decomposição mais lenta em comparação a leguminosas, persistindo por maior tempo sobre a superfície (ZIECH et al., 2015). Bertol et al. (1998), em trabalho realizado em Lages, SC, avaliando a decomposição do resíduo de milho, observou que após o período de 180 dias, o resíduo de milho teve a massa diminuída em apenas 64%. Ainda de acordo com Bertol et al. (1998), o conhecimento sobre a decomposição de resíduos culturais auxilia no planejamento de práticas conservacionistas que buscam otimizar os benefícios desses resíduos na redução do processo erosivo.

3.5.6 Relações entre variáveis

A relação entre as perdas de água e a altura de chuva, considerando os valores individuais de cada uma dessas variáveis, na média dos tratamentos, está apresentada na Figura 6. Em geral, o aumento das perdas de água por escoamento superficial relacionou-se com o aumento da altura de chuva, demonstrando que o escoamento superficial é dependente da

infiltração de água no solo. Dessa forma, em geral, quanto maior a altura de chuva, maior o risco de erosão hídrica devido ao aumento de enxurrada, conforme verificado por Bagio et al. (2017) e Wolschick (2018). Observa-se que a maior parte dos 41 eventos de chuva apresentaram baixo valor e ocasionaram baixas perdas de água. No entanto, poucos eventos, ou apresentaram alto volume de chuva e ocasionaram baixa perda de solo, ou, apresentaram baixo volume e ocasionaram alta perda de solo (Figura 6), como já verificado em outros trabalhos (RODRIGUES, 2017; WOLSCHICK, 2018). No caso de alto volume de chuva e baixa perda de água significa que o solo se encontrava relativamente seco no momento de ocorrência da chuva. Por outro lado, no caso de baixo volume de chuva e alta perda de água significa que o solo se encontrava relativamente úmido, talvez encharcado, no momento de ocorrência da chuva.

Figura 6 - Relação entre as perdas de água e altura de chuva, considerando os dados individuais de cada evento erosivo, ocorridos entre 2016 e 2018 em Cambissolo Húmico submetido à semeadura direta em diferentes comprimentos de declive em Lages – SC.

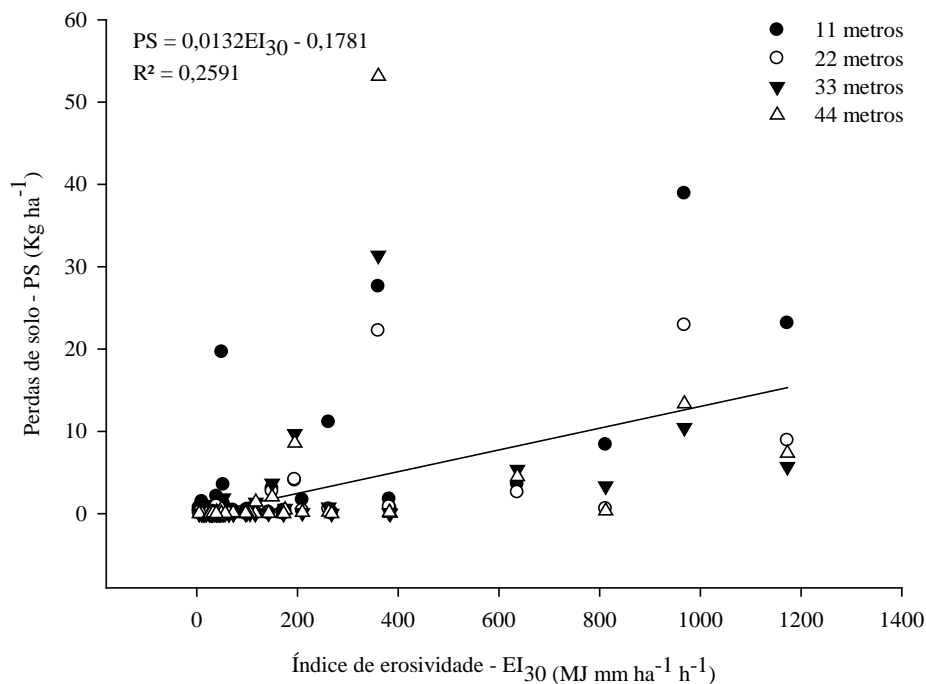


Fonte: Elaborada pela autora, 2019.

A relação entre as perdas de solo e o fator de erosividade (EI_{30}) das chuvas, considerando os valores individuais de cada uma dessas variáveis, na média dos tratamentos, está apresentada na Figura 7. Em geral, observa-se um aumento nas perdas de solo com o aumento do EI_{30} (Figura 7). Entretanto, o coeficiente de correlação entre estas variáveis ($R^2=0,259$) é menor quando comparado ao coeficiente de correlação da Figura 6 ($R^2=0,366$) decorrente da relação

altura de chuva e perda de água. Este fato é em parte esperado, e justificado devido as complexas interações que ocorrem durante o processo erosivo. As variações nas características da chuva decorrentes do padrão climático dominante no momento de ocorrência da chuva, no intervalo de ocorrência entre as chuvas que influencia o teor de água do solo antecedente à cada uma das chuvas. Há também outros fatores que fazem variar mais expressivamente as perdas de solo do que as perdas de água, conforme demonstrado por Eltz (1977). Além disso, a elevada cobertura vegetal presente sobre o solo no sistema de semeadura direta, intercepta as gotas de chuva e diminuiu seu potencial erosivo, diminuindo, dessa forma, a relação entre erosividade da chuva e as perdas de solo.

Figura 7 - Relação entre as perdas de solo (média das repetições) e o índice de erosividade (EI_{30}) das chuvas, considerando os dados individuais de cada evento, ocorridos entre 2016 e 2018 em Cambissolo Húmico submetido à semeadura direta em diferentes comprimentos de declive em Lages – SC.



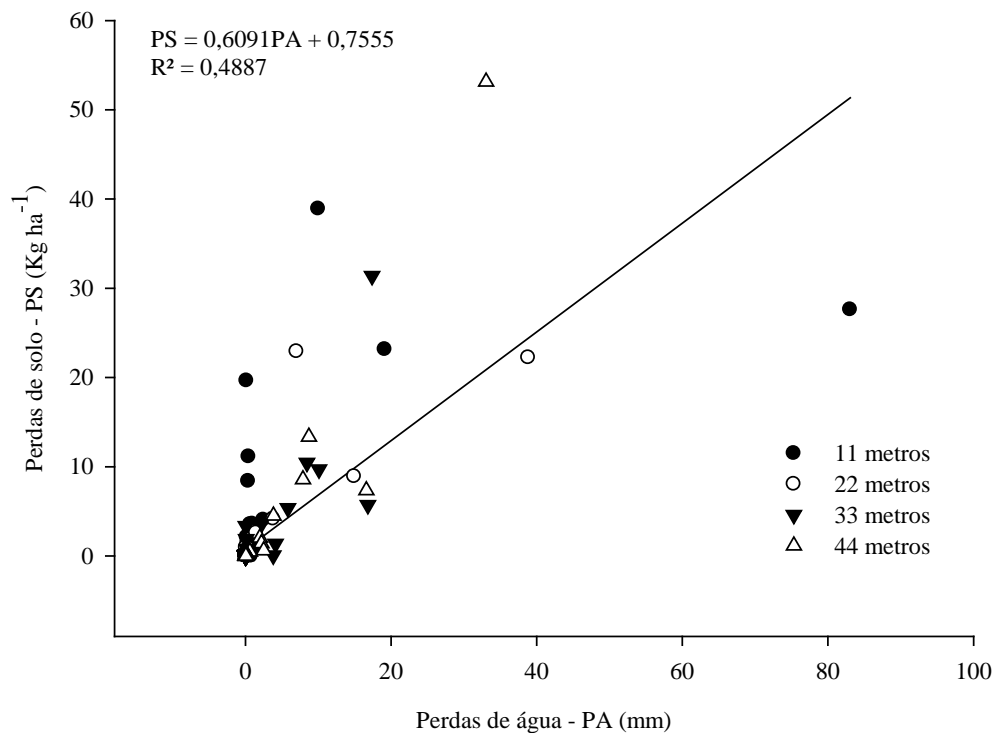
Fonte: Elaborada pela autora, 2019.

O valor do coeficiente de correlação obtido na correlação linear entre os valores de perda de solo e os do índice de erosividade EI_{30} , foi inferior aos valores obtidos por diversos autores neste mesmo solo e local, como e Bertol e Miquelluti (1993) ($R^2 = 0,697$), Bertol et al. (2002) ($R^2 = 0,687$), por Schick (2014) ($R^2 = 0,655$) e Rodrigues (2017) ($R^2 = 0,471$).

A relação entre as perdas de solo e as perdas de água pode ser visualizada na Figura 8. Em geral, as maiores perdas de água ocasionaram maiores perdas de solo, corroborando com estudos realizados por Schick (2014), Bagio et al. (2017) e Wolschick (2018).

De acordo com Wischmeier e Smith (1958), o escoamento superficial está associado ao volume de chuva que, por sua vez, influencia a energia erosiva da chuva e do escoamento superficial. Essa energia se manifesta no impacto das gotas de chuva e na tensão cisalhante da enxurrada, esta, podendo erosionar o solo por baixo do resíduo cultural mesmo que o resíduo não seja removido pela água de escoamento no caso de semeadura direta (FOSTER et al., 1982).

Figura 8 – Relação entre as perdas de solo e as perdas de água, considerando os dados coletados em cada tratamento e em cada chuva erosiva (média das repetições), em Cambissolo Húmico submetido à semeadura direta em diferentes comprimentos de declive em Lages – SC.



Fonte: Elaborada pela autora, 2019.

3.5.7 Características químicas na camada superficial do solo

Os valores de características químicas do solo na camada de 0–2,5 cm foram semelhantes entre os tratamentos e permaneceram homogêneos ao longo do tempo da pesquisa (Tabela 9).

Tabela 9 - Características químicas do solo na camada de 0 – 20 cm ao longo do período de tempo da pesquisa (média das repetições) em Cambissolo Húmico em Lages – SC.

| Tratamento | Coleta 1 | Coleta 2 | Coleta 3 | Coleta 4 | Coleta 5 | Coleta 6 |
|--|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| CO (%) | | | | | | |
| 11m | 2,06 | 2,00 | 2,30 | 2,83 | 2,35 | 2,42 |
| 22m | 1,91 | 2,15 | 2,43 | 3,19 | 2,35 | 3,24 |
| 33m | 2,10 | 2,13 | 2,27 | 3,02 | 2,32 | 3,41 |
| 44m | 2,02 | 2,09 | 2,41 | 2,98 | 2,36 | 3,68 |
| Média | 2,03 | 2,11 | 2,36 | 3,02 | 2,34 | 3,39 |
| DP | 0,20 | 0,27 | 0,23 | 0,37 | 0,21 | 1,16 |
| CV (%) | 9,76 | 12,87 | 9,76 | 12,24 | 8,76 | 34,32 |
| P (mg dm³) | | | | | | |
| 11m | 90,5 | 85,3 | 94,5 | 182,8 | 79,8 | 80,7 |
| 22m | 84,1 | 71,7 | 80,3 | 179,3 | 103,8 | 91,2 |
| 33m | 95,3 | 90,0 | 71,2 | 170,3 | 89,6 | 80,3 |
| 44m | 96,5 | 68,7 | 80,1 | 185,6 | 115,8 | 77,6 |
| Média | 93,1 | 77,3 | 78,9 | 179,5 | 101,9 | 81,4 |
| DP | 37,8 | 28,6 | 22,7 | 61,4 | 42,9 | 28,3 |
| CV (%) | 40,6 | 36,9 | 28,7 | 34,2 | 42,1 | 34,8 |
| K (mg dm³) | | | | | | |
| 11m | 840,0 | 358,8 | 655,5 | 823,0 | 252,5 | 404,8 |
| 22m | 697,1 | 366,4 | 758,3 | 716,9 | 338,0 | 449,5 |
| 33m | 685,1 | 333,0 | 744,5 | 770,4 | 415,8 | 429,2 |
| 44m | 674,1 | 327,0 | 757,5 | 729,7 | 360,6 | 327,0 |
| Média | 698,6 | 339,9 | 743,6 | 748,7 | 368,4 | 389,9 |
| DP | 150,9 | 57,5 | 188,0 | 160,9 | 186,2 | 148,7 |
| CV (%) | 21,6 | 16,9 | 25,3 | 21,5 | 50,5 | 38,1 |
| Ca (cmol_c dm⁻³) | | | | | | |
| 11m | 7,0 | 6,9 | 7,4 | 7,2 | 7,5 | 8,1 |
| 22m | 7,6 | 6,9 | 7,6 | 7,1 | 8,2 | 7,2 |
| 33m | 7,4 | 7,4 | 8,2 | 6,7 | 7,8 | 7,1 |
| 44m | 7,0 | 7,3 | 8,4 | 6,8 | 8,3 | 7,1 |
| Média | 7,2 | 7,2 | 8,1 | 6,9 | 8,1 | 7,2 |
| DP | 0,7 | 1,1 | 0,9 | 0,6 | 0,7 | 0,7 |
| CV (%) | 9,3 | 15,5 | 11,2 | 8,5 | 8,7 | 9,4 |
| Mg (cdm⁻³) | | | | | | |
| 11m | 4,5 | 4,2 | 4,3 | 4,1 | 3,6 | 5,0 |
| 22m | 4,8 | 4,6 | 4,7 | 4,4 | 4,5 | 4,6 |
| 33m | 5,1 | 4,2 | 5,1 | 4,3 | 3,9 | 4,2 |
| 44m | 5,4 | 4,0 | 4,9 | 4,5 | 4,1 | 4,5 |
| Média | 5,1 | 4,2 | 4,9 | 4,4 | 4,1 | 4,5 |
| DP | 0,7 | 0,6 | 0,8 | 0,5 | 0,7 | 0,8 |
| CV (%) | 13,5 | 13,8 | 17,0 | 12,3 | 16,7 | 18,4 |

Nota: Coleta 1 = 11/11/2016 - após plantio da soja; Coleta 2 = 09/05/2017 - após colheita soja/antes ervilhaca; Coleta 3 = 01/11/2017 - após colheita ervilhaca/antes plantio milho; Coleta 4 = 07/11/2017 após adubação do milho; Coleta 5 = 05/04/2018 - após colheita milho/antes do plantio do nabo; Coleta 6 = 27/09/2018 - após nabo. DP = Desvio Padrão; CV (%) = Coeficiente de variação.

Fonte: Elaborada pela autora, 2019.

A homogeneidade entre os tratamentos pode ser justificada pelo fato de que o manejo do solo e das culturas foi igual em todos os tratamentos. Observa-se que os teores de carbono orgânico (CO), cálcio (Ca) e magnésio (Mg) apresentaram pequena variação entre os tratamentos e entre as épocas coleta, enquanto que os teores de fósforo (P) e potássio (K) variaram de acordo com a fertilização química empregada para o melhor desenvolvimento das culturas de verão (Tabela 9).

Os valores de CO variaram de 1,91 a 3,68% (Tabela 9). Bertol et al. (2017) observaram valores de CO na semeadura direta consolidada de 4,5%. Os valores de Ca variaram de 6,9 a 8,4 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$ e os de Mg de 3,6 a 5,4 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$. De maneira geral, em todos os tratamentos os teores de Ca e Mg foram altos ($> 4,0$ e $>1,0$ $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$ respectivamente para Ca e Mg) conforme interpretação do Manual de Adubação e Calagem (CQFS, 2016). Os valores de Ca e Mg apresentados nesta pesquisa são semelhantes aos apresentados por Bertol et al. (2017), neste mesmo solo, que encontrou média de 7,8 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$ para Ca e de 3,9 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$ para Mg, em condição de semeadura direta.

Os valores de P apresentaram pequena variação entre a primeira e a quarta coleta, desde 84,1 a 96,5 mg dm^{-3} , na camada superficial do solo (Tabela 9). Na quarta coleta, observou-se um aumento nos teores de P, o que ocorreu devido à fertilização para o cultivo do milho. Na quinta coleta, os teores de P apresentam uma pequena diminuição, mas se mantiveram elevados. Na sexta coleta, os teores apresentaram pequena diminuição, igualando-se aos valores obtidos nas 3 primeiras coletas.

Para todos os tratamentos e durante todo o período da pesquisa, os teores de P situaram-se na classe muito alto ($> 24,0 \text{ mg dm}^{-3}$) segundo o CQFS (2016). Isto é explicado pelo fato de que os tratamentos eram iguais em termos de manejo do solo, especialmente no que diz respeito à inexistência do preparo mecânico, à manutenção dos resíduos culturais na superfície, ao tipo de cultura e à adubação usada. Conforme Andrade et al. (2012), o solo manejado na condição de semeadura direta apresenta maior concentração de nutrientes na superfície, quando comparado à outros manejos. Ademais, o P é um elemento de baixa mobilidade no solo, devido à sua baixa solubilidade e alta adsorção à fração sólida (McISAAC et al., 1995). Devido a estas características, a ausência de mobilização do solo e a constante fertilização das áreas de semeadura direta, sempre em superfície, ocasionam acúmulo de P na superfície do solo.

Os teores de K variaram entre as épocas de amostragem, com valores entre 253 mg dm^{-3} e 840 mg dm^{-3} (Tabela 9). Os maiores valores de K foram obtidos na primeira, na terceira e na quarta coleta de solo. Os elevados teores na primeira e na quarta coleta ocorreram devido à fertilização aplicada respectivamente nos cultivos da soja e do milho. Já os elevados teores na

terceira coleta de solo podem ter ocorrido devido à rápida decomposição dos resíduos culturais da ervilhaca, com consequente mineralização do elemento e liberação ao solo. Calonego et al. (2012) relataram que o K é o nutriente mais solúvel nos extratos dos resíduos vegetais. De maneira geral, os teores de K na camada superficial do solo (0-2,5 cm) foram considerados muito altos para todos os tratamentos (CQFS, 2016). Wolschick (2018), trabalhando com mesmo solo da presente pesquisa, observou valores de K para a camada superficial de solo que variaram entre 274 a 652 mg dm³.

3.5.8 Concentração de nutrientes solúveis na água de escoamento superficial

3.5.8.1 Concentração de cálcio (Ca)

A concentração de Ca solúvel na água de escoamento superficial apresentou valores de 7,4 mg L⁻¹ para o tratamento de 22 metros, seguido de 9,3 mg L⁻¹ para o de 11 metros, 9,8 mg L⁻¹ para o de 44 metros e 11,6 mg L⁻¹ para o tratamento de 33 metros. (Tabela 10).

Tabela 10 - Valores médios de concentração de cálcio (Ca) solúvel na água da enxurrada observados no período de 2016 a 2018 (média de duas repetições) em Cambissolo Húmico submetido à semeadura direta em diferentes comprimentos de declive em Lages – SC.

| Tratamento | 11 m | 22 m | 33 m | 44 m |
|------------|--------------------------------|------|------|------|
| | mg L ⁻¹ | | | |
| Média | 9,3 | 7,4 | 11,6 | 9,8 |
| DP | 5,2 | 6,2 | 11,4 | 8,0 |
| CV (%) | 55,6 | 83,4 | 98,6 | 81,2 |

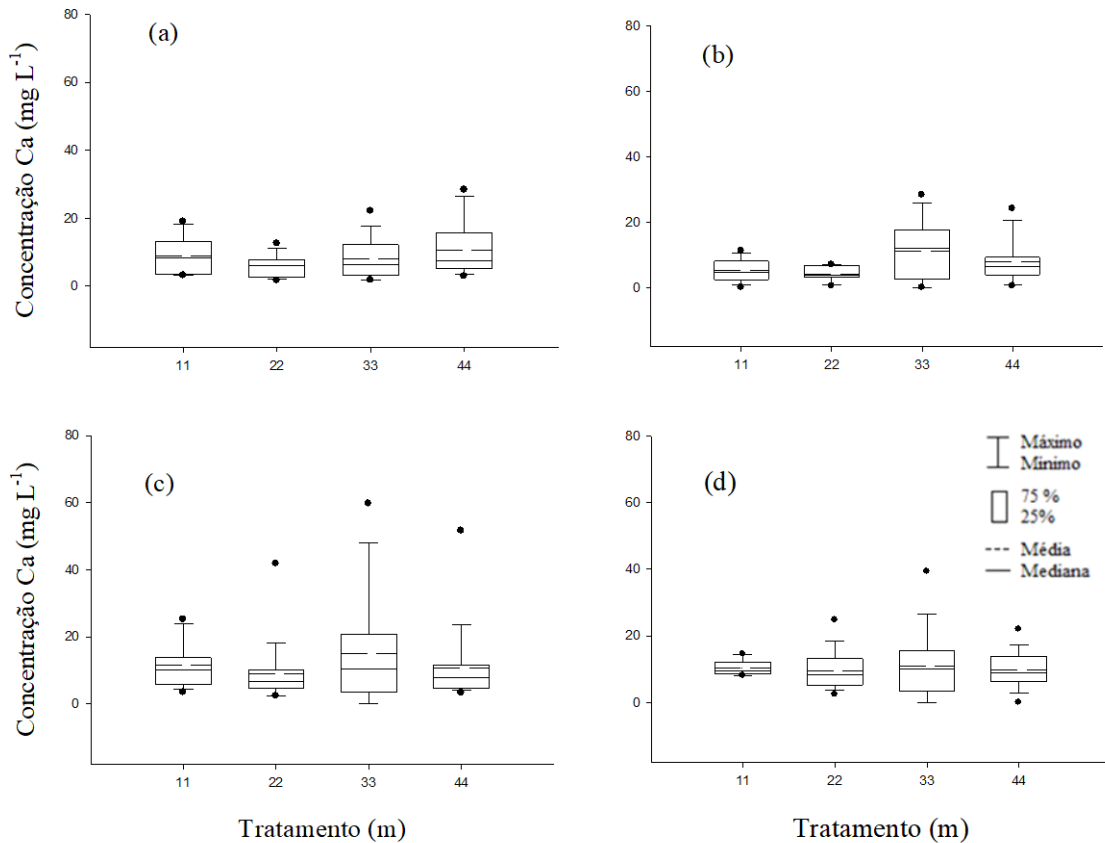
Nota: DP = Desvio Padrão; CV (%) = Coeficiente de variação.

Fonte: Elaborada pela autora, 2019.

Esses valores são semelhantes aos encontrados na literatura. Bertol et al. (2017), em pesquisa realizado num experimento neste mesmo solo encontrou valores de concentração de Ca de 4,9 mg L⁻¹ para o período de outono/inverno e 5,3 mg L⁻¹ para o de primavera/verão, em semeadura direta, enquanto Wolschick (2018), também neste solo, sob semeadura direta, encontrou valores de 16,6 mg L⁻¹ para este elemento.

No cultivo da soja, os valores de Ca na água da enxurrada foram de 8,8 mg L⁻¹ para o tratamento de 11 metros, 6,0 mg L⁻¹ para o de 22 metros, 7,9 mg L⁻¹ para o tratamento de 33 metros e 10,6 mg L⁻¹ para o tratamento de 44 metros (Figura 9a). Para o cultivo da ervilhaca, os valores foram de 5,2; 4,3; 11,3 e 7,9 mg L⁻¹ para os tratamentos de 11, 22, 33 e 44 metros, respectivamente (Figura 9b).

Figura 9 - Concentração de cálcio (Ca) solúvel na água da enxurrada, observados nos cultivos da soja (a), ervilhaca (b), milho (c) e nabo (d), em Cambissolo Húmico submetido à semeadura direta em diferentes comprimentos de declive em Lages – SC.



Fonte: Elaborada pela autora, 2019.

No decorrer do cultivo do milho, os de Ca foram de 11,6 mg L⁻¹ para o tratamento de 11 metros, 8,9 mg L⁻¹ para o tratamento de 22 metros, 15,03 mg L⁻¹ para o tratamento de 33 metros e 10,65 mg L⁻¹ para o tratamento de 44 metros (Figura 9c). Durante o cultivo do nabo, esses valores foram de 10,3 mg L⁻¹ para o tratamento de 11 metros, 9,5 para o tratamento de 22 metros, 11,0 mg L⁻¹ para o tratamento de 33 metros e 9,9 mg L⁻¹ para o tratamento de 44 metros (Figura 9d).

Em geral, a média de concentração de Ca solúvel, considerando todos os cultivos e os tratamentos, foi semelhante. Isto pode ser decorrente da ausência de aplicação do calcário dolomítico para correção da acidez nesta área nos últimos anos. A última aplicação de corretivo foi realizada durante a implantação da semeadura direta, no ano de 2015, por Rodrigues (2017), onde foram aplicadas 2 Mg ha⁻¹ de calcário dolomítico na superfície do solo sem incorporação.

Entretanto, cabe ressaltar que apesar da concentração de Ca ter sido relativamente baixa, observa-se eventos nos quais a concentração deste nutriente ultrapassou 50 mg L⁻¹ (Figura 9c). A ocorrência de valores elevados deste nutriente na enxurrada é um indicativo da necessidade de conter o escoamento superficial nas áreas de lavoura, mesmo quando conduzidas sob o sistema de semeadura direta. Perdas de Ca desta magnitude podem levar a necessidade de reposição deste nutriente no solo, conseqüentemente elevando os custos financeiros da atividade agrícola. Esse prejuízo normalmente não é contabilizado pelos produtores rurais, por desconhecimento. O valor monetário dessas perdas depende dos teores do elemento contido na enxurrada (na água e nos sedimentos) e da quantidade total de enxurrada perdida pela erosão (BERTOL et al., 2007a, 2017).

3.5.8.2 Concentração de magnésio (Mg)

A concentração de Mg solúvel na água de escoamento superficial apresentou valores médios de 3,4 mg L⁻¹ para o tratamento de 11 metros, seguido de 2,4 mg L⁻¹ para o tratamento de 22 metros, 4,0 mg L⁻¹ para o tratamento de 33 metros e 3,6 mg L⁻¹ para o tratamento de 44 metros (Tabela 11). Estes valores são similares a alguns resultados encontrados na literatura. Em experimento realizado neste mesmo solo, sob semeadura direta, Bertol et al. (2017) encontraram valores de concentração de Mg de 2,05 mg L⁻¹ para a semeadura direta, enquanto Wolschick (2018), em Cambissolo húmico sob semeadura direta, encontrou valores de 3,37 mg L⁻¹.

Tabela 11 - Valores médios de concentração de magnésio (Mg) solúvel na água de enxurrada observados no período de 2016 a 2018 (média de duas repetições), em Cambissolo Húmico submetido à semeadura direta em diferentes comprimentos de declive em Lages – SC.

| Tratamento | 11 m | 22 m | 33m | 44 m |
|------------|--------------------------------|------|------|------|
| | mg L ⁻¹ | | | |
| Média | 3,38 | 2,38 | 3,96 | 3,63 |
| DP | 2,22 | 1,72 | 2,98 | 2,48 |
| CV (%) | 65,7 | 72,3 | 75,3 | 68,1 |

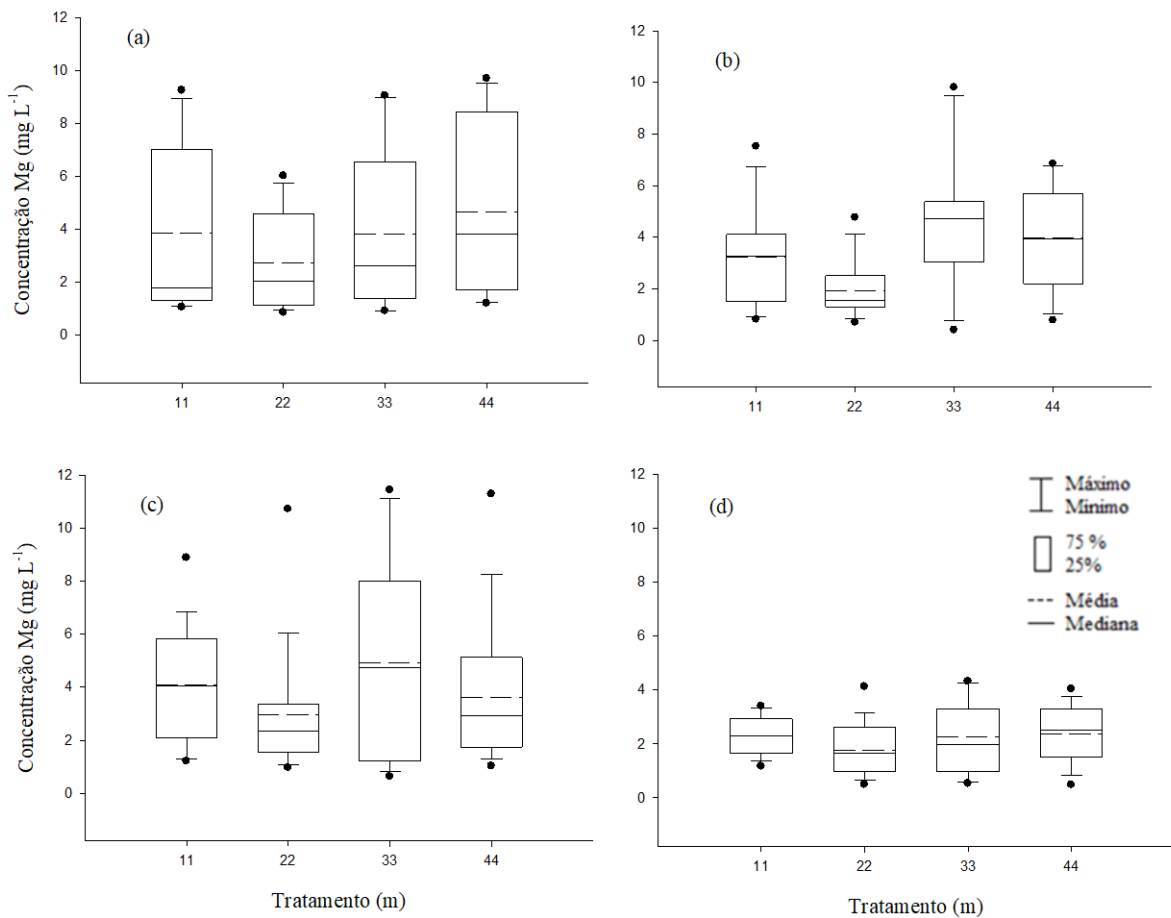
Nota: DP = Desvio Padrão; CV (%) = Coeficiente de variação.

Fonte: Elaborada pela autora, 2019.

Durante o cultivo da soja, os valores de concentração de Mg na água da enxurrada foram de 3,8 mg L⁻¹ para o tratamento de 11 metros (Figura 10a), 2,7 mg L⁻¹ para o tratamento de 22 metros, 3,8 mg L⁻¹ para o tratamento de 33 metros e 4,7 mg L⁻¹ para o tratamento de 44 metros. No cultivo da ervilhaca, os valores foram de 3,2; 1,9; 4,7 e 4,0 mg L⁻¹ para os tratamentos de 11; 22; 33 e 44 metros, respectivamente (Figura 10b). No decorrer do cultivo do milho, os

valores foram de 4,0 mg L⁻¹ para o tratamento de 11 metros, 3,0 mg L⁻¹ para o tratamento de 22 metros, 4,9 mg L⁻¹ para o tratamento de 33 metros e 3,6 mg L⁻¹ para o tratamento de 44 metros (Figura 10c) e, durante o cultivo do nabo, de 2,3 mg L⁻¹ para o tratamento de 11 metros, 1,8 mg L⁻¹ para o tratamento de 22 metros, 2,3 mg L⁻¹ para o tratamento de 33 metros e 2,4 mg L⁻¹ para o tratamento de 44 metros (Figura 10d).

Figura 10 - Concentração de magnésio (Mg) solúvel na água da enxurrada, observados nos cultivos da soja (a), ervilhaca (b), milho (c) e nabo (d), em Cambissolo Húmico submetido à semeadura direta em diferentes comprimentos de declive em Lages – SC.



Fonte: Elaborada pela autora, 2019.

A concentração de Mg na água do escoamento superficial seguiu a mesma tendência da concentração de Ca, com os dados apresentando relativa similaridade de valores entre cultivos e entre tratamentos. Conforme anteriormente discutido para Ca, a semelhança entre os valores pode ser justificada pela ausência da adição deste elemento ao solo, por meio de calcário, durante o período da pesquisa. Os valores de concentração de Mg na água da enxurrada foram menores do que os observados para o Ca, respeitando, em geral, a relação média de 2:1 entre esses dois elementos.

Na maioria dos eventos erosivos, observou-se baixas concentrações de Mg na água do escoamento, entretanto, a amplitude dos valores chegou próximo a 11 mg L^{-1} (Figura 10). A concentração de nutrientes solúveis na água de escoamento superficial é dependente da concentração existente na superfície do solo, da solubilidade do elemento na água e do volume de água escoada. A alta reatividade de elementos químicos, como o Ca e o Mg, com os constituintes minerais e orgânicos do solo também contribui para retenção desses elementos na matriz do solo, o que diminui a sua concentração no escoamento superficial (Bertol et al., 2011b).

De maneira geral as concentrações de Mg solúvel na água do escoamento foram menores quando comparadas à concentração de Ca. Os valores de Ca solúvel apresentaram magnitude 2,9 vezes maior do que de Mg, na média geral dos cultivos e tratamentos. Wolschick (2018) observou, valor de Ca 5,7 vezes superior ao de Mg, para a média geral de seis cultivos em semeadura direta, em área onde realizou-se a correção do solo com calcário dolomítico, enquanto Bertol et al. (2017) verificaram que esta diferença foi de 1,7 vezes.

3.5.8.3 Concentração de fósforo (P)

A concentração de P solúvel na água de escoamento superficial apresentou valores médios de $1,7 \text{ mg L}^{-1}$ para o tratamento de 11 metros, seguido de $1,0 \text{ mg L}^{-1}$ para o tratamento de 22 metros, $1,1 \text{ mg L}^{-1}$ para o tratamento de 33 metros e $1,4 \text{ mg L}^{-1}$ para o tratamento de 44 metros (Tabela 12).

Tabela 12 - Valores médios de concentração de fósforo (P) solúvel na água de enxurrada observados no período de 2016 a 2018 (média de duas repetições), em Cambissolo Húmico submetido à semeadura direta em diferentes comprimentos de declive em Lages – SC.

| Tratamento | 11 m | 22 m | 33 m | 44 m |
|------------|--------------------------------|-------|------|------|
| | mg L^{-1} | | | |
| Média | 1,74 | 0,98 | 1,10 | 1,44 |
| DP | 1,76 | 0,98 | 0,77 | 1,18 |
| CV (%) | 101,0 | 100,6 | 69,5 | 82,4 |

Nota: DP = Desvio Padrão; CV (%) = Coeficiente de variação.

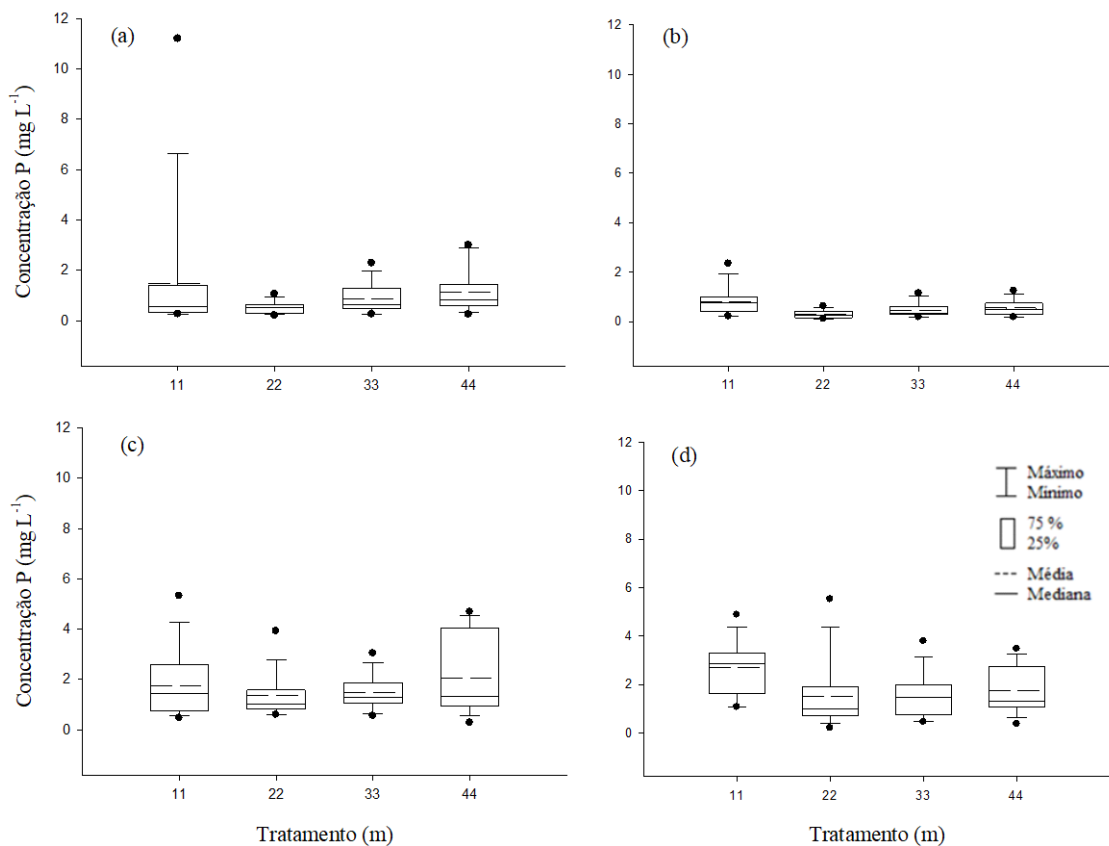
Fonte: Elaborada pela autora, 2019.

Estes resultados assemelham-se aos encontrados na literatura. Bertol et al. (2017), em experimento realizado em Lages, encontrou valores de $1,30 \text{ mg L}^{-1}$ para a semeadura direta, enquanto Wolschick (2018), também para semeadura direta, trabalhando com o mesmo solo

deste experimento, encontrou valores de $1,5 \text{ mg L}^{-1}$ para a concentração de P na água de escoamento superficial.

Durante o cultivo da soja, os valores médios de concentração de P na água da enxurrada foram de $1,5 \text{ mg L}^{-1}$ para o tratamento de 11 metros (Figura 11a), $0,5 \text{ mg L}^{-1}$ para o tratamento de 22 metros, $0,9 \text{ mg L}^{-1}$ para o tratamento de 33 metros e $1,1 \text{ mg L}^{-1}$ para o tratamento de 44 metros. Para o cultivo da ervilhaca, os valores foram de 0,8; 0,3; 0,5 e $0,6 \text{ mg L}^{-1}$ para os tratamentos de 11; 22; 33 e 44 metros, respectivamente (Figura 11b). No decorrer do cultivo do milho (Figura 11c), os valores foram de $1,8 \text{ mg L}^{-1}$ para o tratamento de 11 metros, $1,4 \text{ mg L}^{-1}$ para o tratamento de 22 metros, $1,5 \text{ mg L}^{-1}$ para o tratamento de 33 metros e $2,0 \text{ mg L}^{-1}$ para o tratamento de 44 metros e, no cultivo do nabo (Figura 11d), de $2,7 \text{ mg L}^{-1}$ para o tratamento de 11 metros, $1,5 \text{ mg L}^{-1}$ para o tratamento de 22 metros, $1,5 \text{ mg L}^{-1}$ para o tratamento de 33 metros e $1,7 \text{ mg L}^{-1}$ para o tratamento de 44 metros.

Figura 11 - Concentração de fósforo (P) solúvel na água da enxurrada, observados nos cultivos da soja (a), ervilhaca (b), milho (c) e nabo (d), em diferentes comprimentos de declive, em Cambissolo Húmico em Lages – SC.



Fonte: Elaborada pela autora, 2019.

Quantificando as concentrações de P no escoamento em diferentes sistemas de preparo do solo, durante o crescimento da soja, de abril de 2003 a maio de 2004, Bertol et al. (2007b) observaram que a concentração de P na água atingiu $1,0 \text{ mg L}^{-1}$ no tratamento de semeadura direta, no primeiro teste de chuva simulada. Esta concentração foi exatamente igual à observada nesta pesquisa, na média dos tratamentos para o cultivo da soja.

As médias de concentração de P foram semelhantes entre os tratamentos e também entre os diferentes cultivos, tendo sido, em geral, elevadas. Em determinados eventos erosivos os valores ultrapassaram 5 mg L^{-1} , chegando inclusive a valores próximos a 12 mg L^{-1} . Essa concentração elevada de P no escoamento superficial é preocupante, principalmente levando-se em conta que este elemento é o potencial causador de eutrofização das águas de superfície, como consta em trabalhos realizados por Shigaki et al. (2007) e Gebler et al. (2012). É necessário enfatizar que, mesmo quando as concentrações de P possam parecer pequenas, dependendo do volume de água existente no manancial onde esse material de erosão será depositado, o dano ambiental poderá ser expressivo, principalmente considerando que essas perdas são somadas a outras, temporalmente (BERTOL et al., 2017).

A resolução 357 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), de 2005, estabeleceu o valor crítico de $0,020 \text{ mg L}^{-1}$ para a concentração de P em água doce de ambiente lântico, e $0,10 \text{ mg L}^{-1}$ em água doce de ambiente lótico, como sendo padrão para águas de classe I (CONAMA, 2005). O padrão para água doce de classe III, por outro lado, é $0,05 \text{ mg L}^{-1}$ em ambiente lântico, $0,075 \text{ mg L}^{-1}$ em ambiente intermediário e de $0,15 \text{ mg L}^{-1}$ em ambiente lótico. De acordo com o CONAMA (2005), ambiente lântico se refere à água estagnada ou com movimento lento, como lagos e represas, enquanto ambiente lótico é relativo a águas continentais moventes, como os rios.

Ressalta-se que em todos os tratamentos avaliados, a concentração média de P solúvel na água de enxurrada foi superior aos valores de referência permitidos pela legislação. Isto significa um alto impacto negativo sobre os mananciais hídricos que por ventura se situem no entorno dessas áreas de cultivo. Ademais, este problema é agravado pelo fato da resolução do CONAMA referir-se a P total, enquanto, na presente pesquisa avaliou-se somente a forma de P solúvel na água de escoamento. Assim, provavelmente, os valores de P total seriam ainda maiores do que os valores de P solúvel, aumentando os prováveis danos ambientais. Assim, torna-se necessário monitorar o transporte de nutrientes e a qualidade dos corpos d'água, bem como, trabalhar no sentido de manter os padrões dentro dos limites estabelecidos pelas regulações vigentes.

Ademais, além de destacar a problemática das perdas de P por erosão, em relação ao potencial poluidor de águas de superfície deste elemento, devido à eutrofização, é importante considerar que as perdas de P, assim como dos demais nutrientes via erosão hídrica, são responsáveis por empobrecimento do solo e aumento de custo de produção agrícola.

3.5.8.4 Concentração de potássio (K)

A concentração de K solúvel na água de escoamento superficial apresentou valores médios de 28,9 mg L⁻¹ para o tratamento de 11 metros, seguido de 13,9 mg L⁻¹ para o tratamento de 22 metros, 12,6 mg L⁻¹ para o tratamento de 33 metros e 20,1 mg L⁻¹ para o tratamento de 44 metros. (Tabela 13). Bertol et al. (2017), em experimento realizado em Lages, observou valores de 13,9 mg L⁻¹ para a semeadura direta. Wolschick (2018), também para semeadura direta, em Cambissolo húmico, encontrou valores de 38,1 mg L⁻¹ para a concentração de K na água de escoamento.

Tabela 13 - Valores médios de concentração de potássio (K) solúvel na água de enxurrada observados no período de 2016 a 2018 (média de duas repetições), em Cambissolo Húmico submetido à semeadura direta em diferentes comprimentos de declive em Lages – SC.

| Treatamento | 11 m | 22 m | 33 m | 44 m |
|-------------|--------------------------------|-------|-------|-------|
| | mg L ⁻¹ | | | |
| Média | 24,85 | 13,89 | 12,56 | 20,16 |
| DP | 38,82 | 28,90 | 12,33 | 26,31 |
| CV (%) | 156,2 | 208,1 | 98,1 | 130,5 |

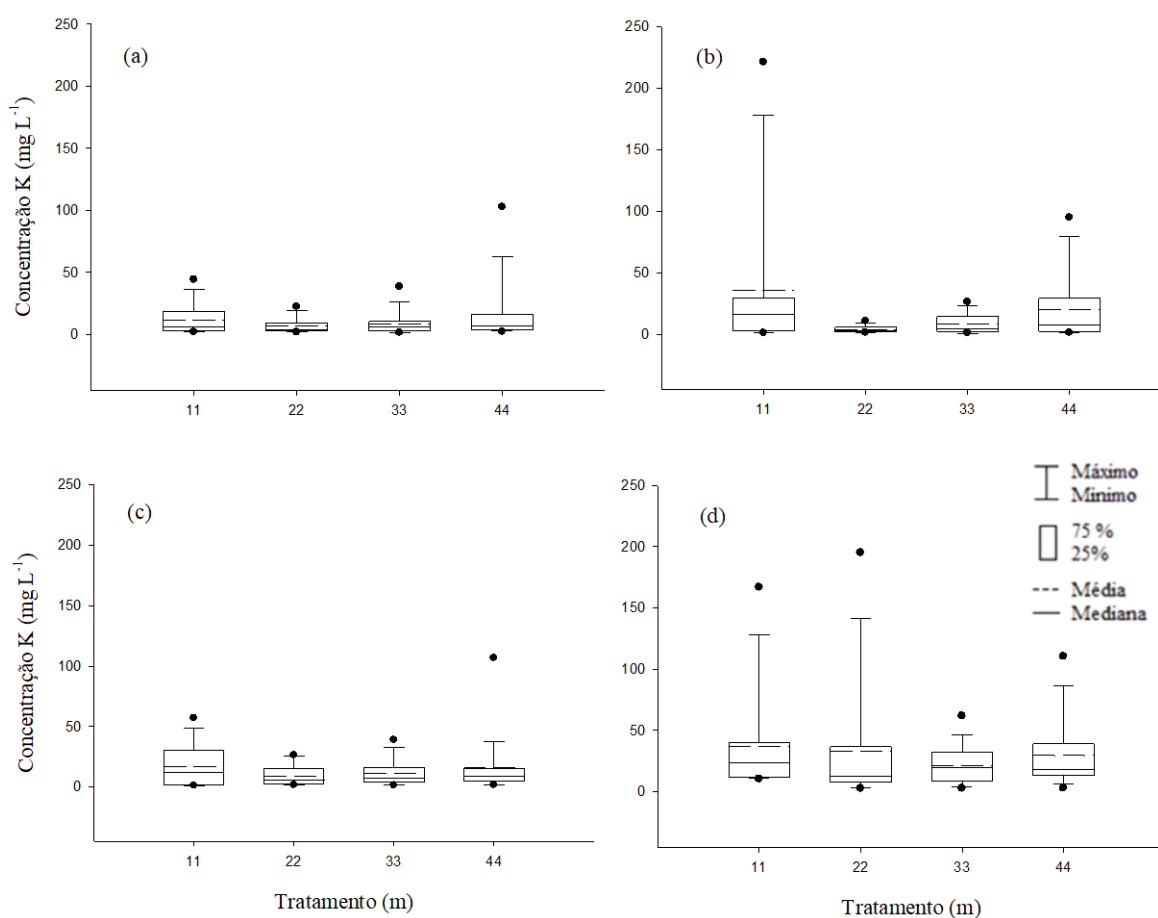
Nota: DP = Desvio Padrão; CV (%) = Coeficiente de variação.

Fonte: Elaborada pela autora, 2019.

Durante o cultivo da soja, os valores médios de K na água da enxurrada foram de 11,7 mg L⁻¹ para o tratamento de 11 metros (Figura 12a), 7,1 mg L⁻¹ para o tratamento de 22 metros, 8,8 mg L⁻¹ para o tratamento de 33 metros e 16,0 mg L⁻¹ para o tratamento de 44 metros. Para o cultivo da ervilhaca, foram de 35,7; 3,6; 8,0 e 20,0 mg L⁻¹ para os tratamentos de 11; 22; 33 e 44 metros, respectivamente (Figura 12b). Para o cultivo do milho, de 16,7 mg L⁻¹ para o tratamento de 11 metros, 9,2 mg L⁻¹ para o tratamento de 22 metros, 10,9 mg L⁻¹ para o tratamento de 33 metros e 15,6 mg L⁻¹ para o tratamento de 44 metros (Figura 12c). No decorrer do cultivo do nabo, os valores foram de 36,7 mg L⁻¹ para o tratamento de 11 metros, 33,4 mg L⁻¹ para o tratamento de 22 metros, 21,4 mg L⁻¹ para o tratamento de 33 metros e 29,6 mg L⁻¹ para o tratamento de 44 metros (Figura 12d).

Avaliando diferentes sistemas de preparo do solo, Bertol et al. (2007b) quantificaram a concentração de K no escoamento superficial, durante o crescimento da soja, de abril de 2003 a maio de 2004, e observaram que o valor atingiu $15,8 \text{ mg L}^{-1}$, no tratamento de semeadura direta, durante o primeiro teste de chuva simulada. Esta concentração é semelhante à observada nesta pesquisa para o cultivo da soja, que, na média dos tratamentos, foi de $10,9 \text{ mg L}^{-1}$ de K no escoamento superficial.

Figura 12 - Concentração de potássio (K) solúvel na água da enxurrada, observados nos cultivos da soja (a), ervilhaca (b), milho (c) e nabo (d), em Cambissolo Húmico submetido à semeadura direta em diferentes comprimentos de declive em Lages – SC.



Fonte: Elaborada pela autora, 2019.

Em geral, os valores de concentração de K no escoamento superficial, foi similar nos distintos tratamentos e cultivos estudados (Figura 12), tendo sido alta na água da enxurrada. Observa-se que em todos os cultivos ocorreram eventos erosivos que geraram concentração de K superior a 100 mg L^{-1} , sendo que em alguns casos, a concentração alcançou valores próximos a 250 mg L^{-1} .

O K é considerado um elemento móvel e está susceptível ao processo de lixiviação, pois não é facilmente fixado às cargas do solo. Em trabalho realizado em Cambissolo húmico com chuva simulada, Schneiders Kaufmann (2017) observou que em metade dos tratamentos estudados a principal saída de K da parcela foi via escoamento superficial e na outra metade a principal saída do elemento foi via escoamento subsuperficial. Assim, esses dados indicam que este elemento também pode estar sendo perdido via lixiviação no perfil do solo.

Werle et al. (2008) expuseram a importância da escolha de técnicas adequadas de fertilização do solo, observando-se épocas e doses, pois o manejo inadequado da adubação potássica pode trazer problemas ambientais e econômicos. De acordo com os autores, quando a adubação é realizada de forma antecipada em relação a necessidade das culturas anuais, ocorre falta de sincronismo entre a disponibilidade de K e a exigência nutricional da planta. Isto eleva as perdas do elemento por meio de erosão especialmente diante de elevados volumes de chuva.

Ademais, é importante considerar que mesmo nos eventos erosivos em que as perdas de nutrientes são baixas, estas devem ser consideradas no cômputo geral do custo financeiro da atividade agrícola. Como ponderam Dechen et al. (2015), tanto as perdas quanto os custos são anuais, tendo um efeito cumulativo. Quando o solo é exposto por um longo período ao processo erosivo, o volume de insumos necessários para repor o que foi perdido poderá ser alto a fim de restaurar a fertilidade do solo a índices que permitam obter adequada produtividade, tornando a atividade economicamente inviável.

3.6 CONCLUSÕES

As perdas de solo pela erosão hídrica não aumentam com o aumento do comprimento de declive, apresentando, inclusive, tendência de serem 42% maiores no menor comprimento de declive (11 m) em relação ao maior comprimento (44 m), quando essas perdas são analisadas relativamente à unidade de área (ha).

Desconsiderando a unidade de área, e considerando apenas os valores absolutos das perdas de solo para os diversos comprimentos de declive estudados, as referidas perdas tendem a aumentar com o aumento do comprimento de declive, de modo que no maior comprimento (44 m) essas perdas são 2,3 vezes maiores do que menor comprimento (11 m).

As perdas de água por escoamento superficial não variam com a variação do comprimento de declive, numericamente, em relação ao volume de chuva precipitado.

O comprimento de declive pouco influencia a concentração de P, K, Ca e Mg na água do escoamento superficial.

O efeito do comprimento de declive nas perdas de solo e água em condição de semeadura direta é distinto do efeito dessa componente do relevo na erosão em outras condições de manejo do solo, na escala de parcela.

As perdas de solo e as perdas de água relacionam-se fracamente e de modo linear e positivo com a erosividade das chuvas e com a altura das chuvas, respectivamente, incluído os diversos comprimentos de declive estudados.

3.7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

É importante salientar que os dados de perdas de solo, água e nutrientes obtidos nesta pesquisa somente podem ser extrapolados para situações semelhantes as observadas no experimento, como tipo de solo, grau e comprimento de declive, volume e erosividade de chuvas.

Ademais, pesquisas adicionais tornam-se necessárias, tendo em vista o grande número de situações em que os sistemas de manejo conservacionista são conduzidos no Brasil e a grande variabilidade edafoclimática observada no País.

Do ponto de vista metodológico, recomenda-se a utilização de sucessão de culturas em vez de rotação complexa como a usada nesta pesquisa. Essa mudança metodológica é recomendada para aumentar a diferença de valores de erosão e, com isso, melhor detectar o efeito de comprimento de declive nas perdas de solo e água e, inclusive detectar o comprimento crítico de declive em sistema de semeadura direta em condição de chuva natural. A grande quantidade e a melhor qualidade de resíduos culturais gerados numa rotação de culturas dificultam a detecção de diferenças como as que foram buscadas nos tratamentos que foram estudados nesta pesquisa.

4 EXPERIMENTO II - INFLUÊNCIA DA QUEIMA DE CAMPO NA EROSÃO HÍDRICA E NAS PERDAS DE NUTRIENTES

RESUMO

O campo nativo é um ecossistema típico da região sul do Brasil, com uma abundante biodiversidade. A área de campo sofreu drástica redução nas últimas décadas devido ao avanço de cultivo anual. Nas áreas remanescentes de campo a vegetação é tradicionalmente queimada. A queima é controversa porque pode aumentar a erosão hídrica pluvial e, com isso, causar a degradação do solo. Com este trabalho, objetivou-se avaliar as perdas de solo (PS), perdas de água (PA), perdas de nutrientes e o índice de erosividade (EI_{30}) das chuvas, em experimento de campo em condição de chuva natural sobre um Cambissolo Húmico Alumínico léptico no Sul do Planalto Catarinense, Brasil. Os tratamentos constituíram-se de campo nativo sem ação antrópica (CN); campo nativo roçado e queimado uma vez ao ano (CQ); e campo nativo convertido para área de cultivo em condição de semeadura direta sem mobilização mecânica prévia do solo (CC), em parcelas com dimensões de 3,5 m x 22 m e declividade média de 10%. No CC, a rotação de culturas foi composta por soja, nabo, feijão e ervilhaca, cultivadas em semeadura direta. As perdas foram avaliadas entre 30/11/2016 e 18/09/2018, em eventos individuais de chuva erosiva. Realizou-se a análise descritiva dos dados obtidos. Durante a pesquisa ocorreram 61 chuvas erosivas, totalizando 1997 mm de altura de chuva (AC) e EI_{30} de 8472 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹. As PS foram numericamente maiores no tratamento CC, totalizando 82 kg ha⁻¹, seguido do CQ com 55 kg ha⁻¹ e do CN com 24 kg ha⁻¹. As PA totalizaram 2,2% para CN e CC e 1,2% para CQ. O tratamento CC apresentou maiores concentrações de cálcio e magnésio no escoamento superficial, enquanto o tratamento de CQ apresentou maiores concentrações de fósforo e potássio. Os resultados indicam baixas perdas de solo e de água para campo nativo, campo nativo cultivado e campo nativo queimado.

Palavras-chave: Campos sulinos. Perdas de solo. Perdas de água.

ABSTRACT

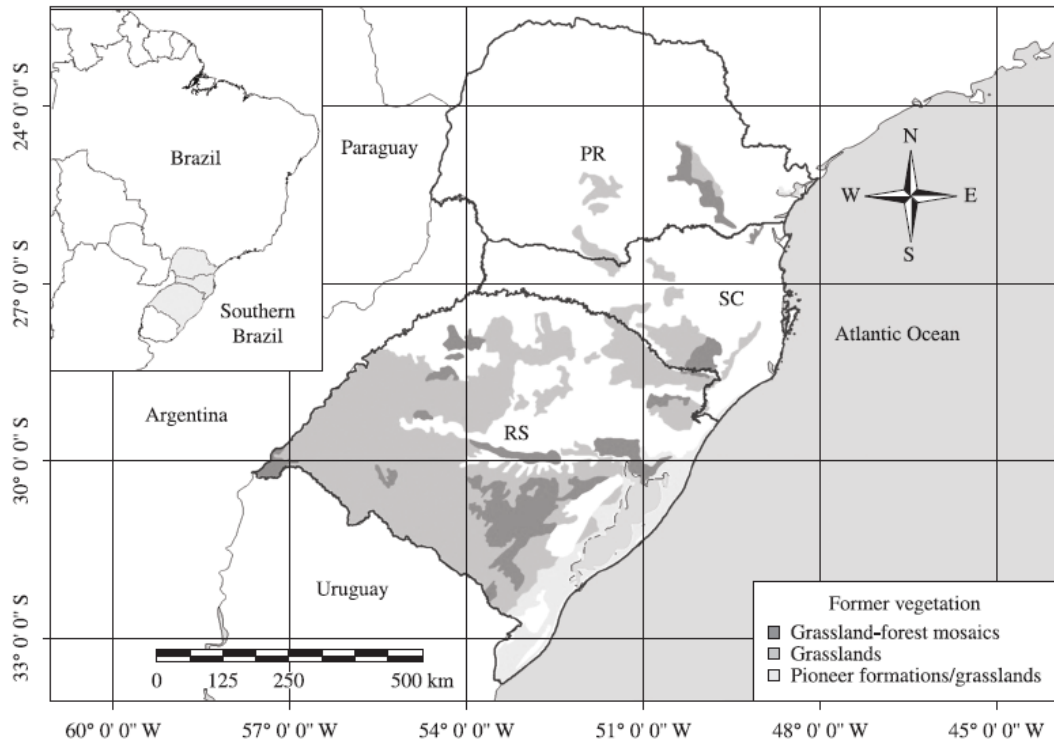
The native field is a typical ecosystem of the southern region of Brazil, with an abundant biodiversity, having suffered a drastic reduction in the total area in the last decades due to the conversion to annual crops. In the remaining areas, the field is traditionally burned, the practice of which is controversial because it can increase erosion which is the main cause of soil degradation. With this work, the objective was to evaluate the losses of soil (SL) and water (WL), the erosivity index (EI_{30}) of the rains and the losses of nutrients in a field experiment in a natural rain condition in an Inceptisol in the Southern Plateau of Santa Catarina, Brazil. The treatments consisted of a native field without anthropic action (NF); native field burned once a year (NB) and native field converted to cultivation area under no-tillage condition without previous mechanical soil mobilization (NC), in plots with dimensions of 3.5 m x 22 m and an average slope of 10%. In the NC, the crop rotation was composed of soybean, turnip, beans and vetch, grown in no-tillage. WL, SL, EI_{30} and nutrient losses were evaluated between 11/30/2016 and 9/18/2018, in individual erosive rain events. A descriptive analysis of the data obtained was performed. During the research 61 erosive rains occurred, totaling 1997 mm of rainfall depth (RD) and EI_{30} of 8472 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ year⁻¹. The SL were numerically higher in the NC treatment, totaling 82 kg ha⁻¹, followed by the NB with 55 kg ha⁻¹ and the NF with 24 kg ha⁻¹. WLs totaled 2.2% for NF and NC and 1.2% for NB. The NC treatment showed higher concentrations of calcium and magnesium in the runoff, while the NB treatment showed higher concentrations of phosphorus and potassium. The results indicate low soil and water losses for native fields, cultivated native fields and burnt native fields.

Keywords: Southern fields. Soil losses. Water losses.

4.1 ESTADO ATUAL DE ARTE DO ASSUNTO

O Campo nativo é um ecossistema típico da região sul do Brasil, abrangendo o bioma Pampa e o bioma Mata Atlântica (Figura 13) e, neste caso associado à floresta com Araucária.

Figura 13 - Mapa de localização das áreas de campo nativo (áreas escuras) no sul do Brasil. As áreas em branco indicam florestas do bioma da Mata Atlântica (adaptado de IBGE, 2004).



Fonte: Pillar et al. The southern Brazilian grassland biome: soil carbon stocks, fluxes of greenhouse gases and some options for mitigation. **Brazilian Journal of Biology**, v.72, p. 673-681, 2012.

Conforme revelam dados obtidos por meio da análise de vestígios arqueológicos, o campo nativo já existia antes do aparecimento dos primeiros humanos na região, há milhares de anos. Devido ao clima mais seco e frio daquela época, o campo apresentava uma composição de espécies vegetais levemente diferente da atual, contudo, havia predomínio de espécies gramíneas. Há aproximadamente 4 mil anos, as florestas iniciaram naturalmente sua expansão geográfica, indicando mudança de clima, de uma condição mais seca para mais úmida, semelhante ao clima atual. Entretanto, nessas áreas, a paisagem manteve-se predominantemente campestre. Assim, os primeiros colonizadores de origem europeia que aqui chegaram encontraram, nessa parte da América do Sul, paisagens campestres, abertas, apropriadas para as atividades de exploração pecuária que aqui se desenvolveram. Desde então, a história econômica e cultural da região de campo está estreitamente relacionada com a paisagem que conhecemos atualmente (BEHLING et al., 2009).

O campo nativo apresenta abundante diversidade de fauna que inclui espécies endêmicas e até mesmo espécies ameaçadas de extinção (BENCKE, 2009). Além disso, estima-se que o campo nativo abriga cerca de 2,2 mil espécies vegetais (BOLDRINI, 2009). Dentre os benefícios relacionados a essa vegetação, está a contribuição para a conservação dos recursos

hídricos, o acúmulo de carbono no solo, a possibilidade de utilização do campo como fonte de forragem para a atividade pastoril, o potencial turístico relacionado à beleza cênica, além de outros serviços ambientais importantes (BEHLING et al., 2009).

A história do campo nativo no sul do Brasil, incluindo sua origem, desenvolvimento, distribuição, composição e biodiversidade, assim como o papel do fogo e do impacto humano, têm sido estudada apenas recentemente (BEHLING et al., 2009). A queima de campo no sul do País é uma prática de manejo tradicional da pastagem, sendo amplamente difundida em Santa Catarina e Rio Grande do Sul, principalmente em razão da topografia acidentada e do afloramento de rochas que dificultam o manejo mecanizado das pastagens (BARETTA et al., 2005; BOLDO et al., 2006).

A prática da queima de campo é realizada com o intuito de destruir o material seco acumulado no inverno e acelerar o rebrote das pastagens no início da primavera (RHEINHEIMER et al., 2003). Dessa forma, após o rebrote, é disponibilizada grande quantidade de massa vegetal menos fibrosa e mais palatável aos animais (CARDOSO et al., 2003). Entretanto, a alta frequência de queimadas tem grande influência sobre a exclusão de espécies vegetais sensíveis ao fogo, além de ocasionar o empobrecimento do solo e do ecossistema como um todo, selecionar plantas resistentes e simplificar a estrutura da comunidade. Como consequência ocorre redução no estoque de nutrientes no solo e redução da biomassa vegetal, principalmente de espécies arbóreas e arbustivas (HOFFMAN, 1999; MOREIRA, 2000).

A redução da biomassa vegetal pelo fogo ocasiona aumento da erosão hídrica pluvial e constitui-se em um dos maiores problemas decorrentes da queima de campo. Observa-se que, devido à redução na cobertura superficial, diminui a dissipação da energia cinética da gota de chuva e a possibilidade de obstrução do escoamento superficial, elevando as taxas de perda de solo e água. Além disso, a queima diminui a porosidade superficial e a infiltração de água no solo, ocasionando aumento na suscetibilidade do solo à erosão hídrica (BARETTA et al., 2005; BERTOL et al., 2011a; FERREIRA et al., 2008; HESTER et al., 1997; SOUZA et al. 2017). Ademais, as substâncias hidrofóbicas formadas durante a queima tornam-se fortemente cimentadas na camada superficial do solo, e podem resultar na formação de camadas repelentes à água, aumentando as perdas por erosão (DOERR et al., 2000).

O aumento da temperatura do solo ocasionado pela queima afeta os organismos do solo, principalmente aqueles que se encontram nos primeiros centímetros da superfície. A intensidade dos danos dependerá do tipo e da intensidade da queima, das variáveis ambientais

como clima, relevo, solo, vegetação e também da adaptação dos organismos à perda de água (ARAÚJO e RIBEIRO, 2005).

Além disso, a elevação da temperatura do solo induz o aumento na taxa de decomposição dos resíduos e na taxa de mineralização da matéria orgânica (BARETTA et al., 2005; SCHACHT et al., 1996). Nesta fase, muitos elementos nutricionais ligados e complexados à matéria orgânica são mineralizados e tornam-se facilmente disponíveis, tais com NH_4 , P inorgânico, Na, Ca, Mg e parte do K (BARETTA 2005; GIRARDI-DEIRO et al., 1994; RHEINHEIMER et al., 2003). Embora a queima de campo ocasione aumento em curto prazo nos teores totais de N, K, Ca, Mg e pH na camada mais superficial do solo, a longo prazo têm efeitos negativos na fertilidade do solo (BOLDO et al., 2006; HERINGER et al., 2002, JACQUES 2003) devido às perdas do excesso de nutrientes, especialmente pela erosão hídrica (BERTOL et al., 2011a).

Portanto, o aumento do escoamento superficial nas áreas manejadas com queima, juntamente com o aumento imediato na disponibilidade de nutrientes, tornando-os prontamente disponíveis ao transporte pela enxurrada constitui-se em um potencial risco de contaminação das águas em mananciais de superfície bem como de outros ambientes de deposição (BERTOL et al., 2011a).

A intensidade da erosão decorrente das alterações na densidade vegetativa provocadas pela queima varia de acordo com a intensidade, tempo de permanência do fogo e a sensibilidade geomorfológica de cada local. Dessa forma, queimadas intensas em áreas com grande potencial erosivo geram grande produção de sedimentos e causam maiores alterações ao ambiente (SWANSON, 1981). Assim, o entendimento das condições do solo anteriores e posteriores à queima, bem como a influência do regime de chuvas é fundamental para uma melhor compreensão dos impactos da queima sobre a erosão hídrica do solo (SHAKESBY; DOERR, 2006).

O uso do fogo para o manejo do solo é controverso e estudos confiáveis sobre seu impacto na composição de espécies ou tipos funcionais e nas propriedades do solo são escassos. Entretanto, o pastejo e o fogo estão entre os fatores que definem a vegetação campestre. Campos excluídos, ou seja, campos onde não ocorre nem fogo nem pastejo, frequentemente apresentam alta dominância de poucas espécies de gramíneas entouceiradas e baixa diversidade de outras espécies herbáceas (OVERBECK et al., 2009), além de favorecerem o adensamento de arbustos e, a longo prazo, a expansão florestal e supressão das áreas de campo nativo.

No estado do Rio Grande do Sul, pela legislação as queimadas sobre o campo estão proibidas com propósitos de manejo. Uma alternativa de manutenção do campo sem ação do

fogo pode ser a atividade de pastoreio com bovinos e ovinos. Nos últimos anos, a pecuária extensiva sobre pastagem nativa tem sido amplamente reconhecida como uma forma de uso econômico compatível com a conservação do campo (BEHLING et al., 2009; OVERBECK et al., 2009). O número limitado de unidades animais por área constitui-se de uma boa alternativa para o manejo do campo, mais apropriada do que as frequentes queimadas com efeitos negativos, tais como a degradação do solo, erosão, poluição do ar e o risco de fogo incontrolável (BEHLING et al., 2009). Contudo, mais estudos precisam ser conduzidos, pois como salientam Pillar et al. (2006), a pecuária pode manter a integridade do ecossistema campestre, mas o limiar entre o uso sustentável e a degradação parece ser tênue.

Além dos desafios já mencionados para o uso sustentável da vegetação nativa, atualmente, vastas áreas de campo nativo estão sendo substituídas por florestas de *Pinus*, *Eucalyptus* e culturas anuais. Devido a essa forte expansão das atividades agrícola e florestal, nos últimos 30 anos, observou-se um decréscimo de 25% da área total do campo natural (OVERBECK et al., 2009). Em 1970, a área total de campo no sul do Brasil era 18 milhões de hectares (NABINGER et al., 2000), ao passo que em 1996 a área contava com 13,7 milhões de hectares. Destes, 10,5 milhões de hectares situam-se no Estado do Rio Grande do Sul, 1,8 milhão em Santa Catarina e 1,4 milhão de hectares no Paraná. Em contrapartida, a produção de milho, por exemplo, aumentou de 1,4 para 11,8 milhões de toneladas de 1940 a 1996, a produção de soja aumentou de 1530 em 1940 para 10,7 milhões em 1996 e a produção de trigo passou de 95 mil para 1,4 milhão de toneladas durante o mesmo período (dados do IBGE), os aumentos dessas áreas de cultivo ocorreram principalmente às custas de diminuição das áreas de campo natural (BISOTTO; FARIAS, 2001).

Essa mudança no uso da terra também acarreta consequências na erosão hídrica. A substituição da vegetação nativa por plantas cultivadas, principalmente as de ciclo anual, causa alterações no ecossistema. Isso ocorre devido as modificações nas condições químicas, físicas e biológicas do solo ocasionadas pela alteração no uso da terra, que pode restringir a resiliência do ecossistema, resultando em degradação (SCHRÖDER et al., 2002). Além disso, o cultivo do solo altera suas propriedades, especialmente quando comparado com a condição natural de campo ou floresta. Estas alterações manifestam-se na estabilidade dos agregados do solo, dentre outras, influenciando a infiltração de água, a erosão hídrica e desenvolvimento das plantas (BERTOL et al., 2004).

4.2 HIPÓTESES

1. O solo cultivado na forma de semeadura direta a partir de campo nativo torna-se propício ao aumento das perdas de solo, água e nutrientes pela erosão hídrica em relação ao campo nativo sem queima, devido à modificação na cobertura vegetal e nas condições físicas e químicas superficiais do solo pelo cultivo.
2. A queima do campo nativo aumenta as perdas de solo e água pela erosão hídrica em relação ao campo sem queima, devido à diminuição da cobertura superficial após a incidência do fogo.
3. As perdas de nutrientes na água do escoamento superficial aumentam no campo nativo queimado em relação ao campo sem queima devido ao efeito da queima na mineralização da massa vegetal.
4. As perdas de solo e água relacionam-se respectivamente com a erosividade e altura de chuva, devido à ação de energia da chuva e enxurrada na superfície, independentemente de manejo do solo.

4.3 OBJETIVOS

4.3.1 Objetivo Geral

Identificar o efeito do manejo com fogo e do cultivo do solo sob semeadura direta na erosão hídrica e nas perdas de nutrientes, em áreas de campo nativo, em um experimento a campo sob chuva natural

4.3.2 Objetivos Específicos

Quantificar os valores de perda de água e solo obtidos em campo nativo sem ação antrópica, campo nativo manejado com fogo e campo nativo transformado em área de cultivo sem intervenção mecânica.

Determinar a concentração de P, K, Ca e Mg na água do escoamento superficial em campo nativo sem ação antrópica, campo nativo manejado com fogo e campo nativo transformado em área de cultivo sem intervenção mecânica.

Relacionar as perdas de solo, água e nutrientes aos diferentes manejos de campo nativo.

Relacionar os valores de perda de água e solo obtidos experimentalmente com os valores de altura de chuva e de erosividade da chuva associada à enxurrada calculada com base na energia cinética.

4.4 MATERIAL E MÉTODOS

4.4.1 Caracterização da área experimental

A pesquisa foi desenvolvida em condição de chuva natural, no Campus do Centro de Ciências Agroveterinárias de Lages (CAV/UDESC), Universidade do estado de Santa Catarina, na região do Planalto Sul Catarinense, em um experimento localizado entre 27° 49' S e 50° 20' W, a 923 m de altitude. O clima é do tipo Cfb segundo a classificação de Köeppen, com temperatura média anual de 15,7 °C (WREGGE et al., 2011) e precipitação média anual de 1.533 mm (SCHICK et al., 2014). A área experimental apresenta declividade média de 10%. O solo do local do experimento é classificado como Cambissolo Húmico Alumínico léptico, segundo critérios da EMBRAPA (SANTOS et al., 2013).

4.4.2 Histórico de manejo do solo na área experimental

O experimento foi iniciado em março de 2012, numa área de campo nativo que estava isolada e sem uso há mais de 10 anos, sem pastejo e sem qualquer outro tipo de manejo do solo e da pastagem. O histórico e a sistematização da área experimental para instalação dos tratamentos, é descrita a seguir.

Para o tratamento de campo nativo sem ação antrópica (CN), foi mantida a vegetação de campo nativo tal qual se encontrava naquele momento.

No tratamento de campo nativo roçado e queimado (CQ), a massa vegetal do campo nativo foi roçada e posteriormente queimada. A queima foi realizada uma vez ao ano, desde a instalação do experimento em 2012, sempre no mês de agosto de cada ano, época em a maioria dos fazendeiros da região realizam a queima do campo.

Para implantar o tratamento de campo nativo convertido para área de cultivo do solo em condição de semeadura direta sem mobilização mecânica prévia do solo (CC), inicialmente a massa vegetal do campo foi roçada, totalmente retirada da área das parcelas e colocada de lado. Em seguida, aplicaram-se 50,7 kg de calcário dolomítico mais 2,57 kg de adubo superfosfato triplo (1,16 kg de P₂O₅). Em seguida, aplicou-se 80 kg ha⁻¹ de semente de ervilhaca comum

mais 100 kg ha⁻¹ de aveia preta. Na sequência, a massa vegetal do campo que havia sido colocada de lado foi recolocada sobre o solo para cobrir o calcário, o adubo e as sementes. Entre os anos de 2012 e 2016, no tratamento CNC, o cultivo do solo envolveu a seguinte rotação de culturas: aveia preta (*Avena strigosa*), soja (*Glycine max*), ervilhaca comum (*Vicia sativa*), milho (*Zea mays*), nabo forrageiro (*Raphanus sativus*) e feijão preto (*Phaseolus vulgaris*). As culturas de soja, milho e feijão receberam adubação de reposição com P e K, enquanto a aveia, a ervilhaca e o nabo forrageiro foram semeadas sem essa reposição, mas recebendo adubação em cobertura com uréia como fonte de N, de acordo com a recomendação descrita no Manual de Adubação e Calagem (CQFS, 2016). A sequência de cultivos e o manejo realizado durante este período está descrito em Souza et al. (2017).

4.4.3 Tratamentos e unidade experimental

Durante o estudo foram avaliados três tratamentos, com duas repetições de campo, estruturados de acordo com um delineamento inteiramente casualizado, como a seguir descrito.

Tratamento 1: campo nativo sem ação antrópica (CN);

Tratamento 2: campo nativo queimado (CQ);

Tratamento 3: campo nativo convertido para área de cultivo do solo em condição de semeadura direta sem mobilização mecânica prévia do solo (CC).

A pesquisa foi conduzida em parcelas com dimensões de 3,5 m x 22 m, totalizando uma área útil de 77 m² por parcela, com a maior extensão no sentido do declive. As parcelas são delimitadas nas laterais e na extremidade superior por chapas galvanizadas de 2 x 0,2 m, cravadas no solo em torno de 0,1 m, seguindo a recomendação contida em Cogo (1978). Na extremidade inferior de cada parcela situa-se um sistema coletor de enxurrada composto de uma calha para receber o material erodido da parcela. Esta calha está conectada por um cano PVC a um primeiro tanque de sedimentação situado 6 m abaixo, com capacidade para 750 L. Esta caixa, por sua vez, está ligada, através de um divisor de enxurrada tipo “Geib”, a uma segunda caixa de armazenagem, com capacidade de 750 L. O divisor “Geib” permite a passagem de 1/7 da enxurrada do primeiro para o segundo tanque.

No tratamento CQ, a queima de campo é realizada uma vez ao ano, no mês de agosto, época tradicional da queima de campos na região. Primeiramente, realiza-se a roçada da fitomassa vegetal existente nas parcelas, seguindo-se então a ignição do fogo, conforme Figura 14.

Figura 14 - Queima de campo nativo, 02 de agosto de 2017.

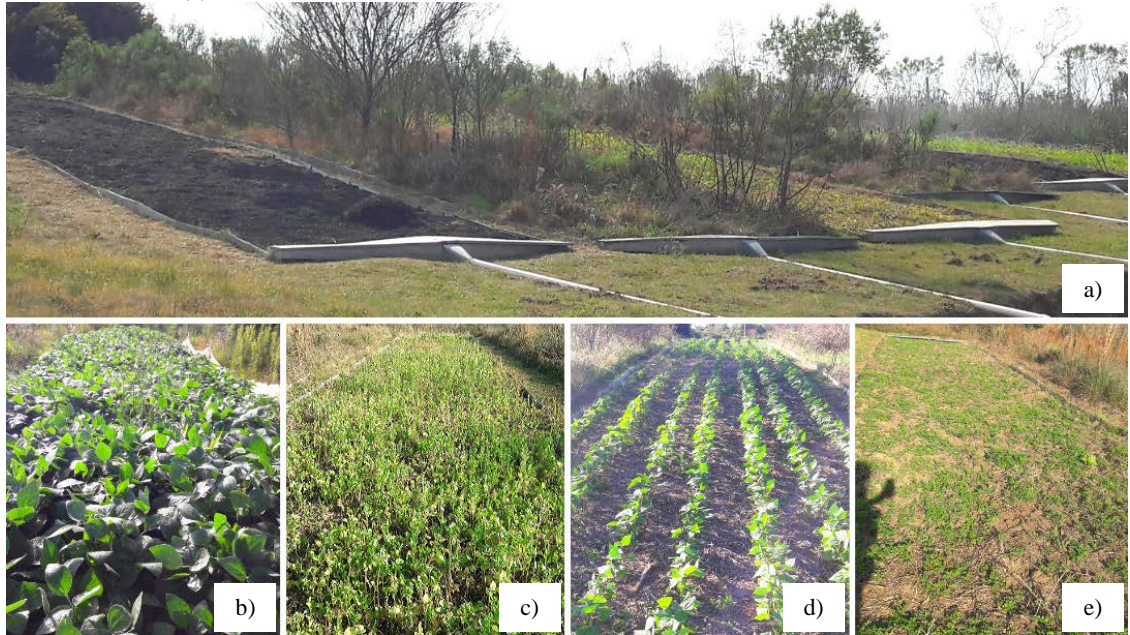


Fonte: Elaborada pela autora, 2017.

No tratamento CC, a semeadura da soja (*Glycine max*) foi realizada em novembro de 2016, na densidade de 350 000 sementes ha^{-1} , com auxílio de semeadora manual tipo “saraquá” ou “matraca” e espaçamento 0,45 entre linhas (Figura 15 b). A cultivar de soja utilizada foi a Pioneer 95y52[®]. A adubação de base foi realizada com fertilizante da fórmula NPK 02-28-12 na dose de 400 kg ha^{-1} , de acordo com as recomendações técnicas do Manual de Adubação e Calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina para a cultura da soja (CQFS, 2016). O manejo fitossanitário foi realizado com produtos registrados para a cultura e estabelecidos em função do monitoramento. Para a determinação da produtividade de grãos de soja, em abril de 2017, foram colhidas manualmente as plantas contidas na área útil, em 5 metros lineares na parte superior e 5 metros lineares na parte inferior de cada parcela.

Após o cultivo da soja, realizou-se a semeadura do nabo forrageiro (*Raphanus sativus*) (Figura 15c). A semeadura foi realizada à lanço em maio 2017, com densidade de semeadura de 30 kg ha^{-1} , sem adição de adubo. A roçada e a coleta para determinação da massa seca foram realizadas em outubro 2017. A dessecação do cultivo do nabo realizou-se em outubro de 2017, com a aplicação do herbicida Roundap[®].

Figura 15 - Vista geral do experimento (a); Cultivo da soja (b); Cultivo do nabo forrageiro (c); Cultivo do feijão (d); Cultivo da ervilhaca (e).



Fonte: Elaborada pela autora, 2019.

A semeadura do feijão (*Phaseolus vulgaris*) realizou-se novembro de 2017, com o auxílio de semeadora manual do tipo “saraquá”, na densidade de semeadura de 300 000 ha⁻¹, com espaçamento de 0,45 entre linhas (Figura 15d). A adubação de base foi realizada de acordo com a necessidade da cultura, com aplicação de P, na forma de superfosfato triplo (41 % P₂O₅) e K na forma de cloreto de potássio (58 % K₂O) (CQFS, 2016). Antes da floração, realizou-se a adubação de cobertura, com ureia. O controle de plantas invasoras foi realizado manualmente ou quimicamente, dependendo do grau de infestação, com produtos registrados para a cultura. A colheita do feijão foi realizada em fevereiro de 2018. Após a colheita, realizou-se a dessecação da área com o herbicida Gramoxone[®].

Após o cultivo do feijão, realizou-se a semeadura da ervilhaca (*Vicia sativa*), à lanço em abril de 2018 com densidade de semeadura de 80 kg ha⁻¹, sem adição de adubo (Figura 15e). A roçada e a coleta para determinação da massa seca foram realizadas em setembro de 2018.

4.4.4 Quantificação da erosão

As coletas de água e sedimentos pela erosão hídrica, em campo, e o processamento em laboratório, foram determinadas para cada chuva erosiva individual, seguindo a metodologia recomendada por Cogo (1978). O critério adotado para a seleção das chuvas erosivas foi o de Wischmeier e Smith (1958), modificado por Cabeda (1976). Os dados obtidos de perda de solo

foram ajustados para a declividade padrão da Equação Universal de Perda de Solo (USLE), ou seja, para $0,09 \text{ m m}^{-1}$, por meio do fator grau de declive, conforme proposto por Wischmeier e Smith (1978). Detalhes adicionais estão descritos no tópico 3.4.4.

4.4.5 Determinações químicas no solo e na água de escoamento superficial

A caracterização química do solo referente a esta pesquisa foi realizada no final do período experimental, em amostras coletadas nas camadas de 0 - 2,5 cm; 2,5 - 5 cm; 5 - 10 cm; e 10 - 20 cm, em uma posição central na parcela, para caracterização dos teores de fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca) e magnésio (Mg). As amostras de solo foram secas ao ar, moídas e passada em peneira com malha de 2 mm (Terra Fina Seca ao Ar), para posterior determinação de P extraível por Mehlich 1 (leitura em espectrofotômetro de absorção molecular na região visível em 882 nm), K trocável (leitura em fotômetro de chama), Ca e Mg trocáveis (leitura em espectrofotômetro de absorção atômica em chama). Estas metodologias estão descritas em Tedesco et al. (1995).

Durante a pesquisa, amostras da água da suspensão foram coletadas em cada chuva erosiva, para quantificar a concentração de P, K, Ca e Mg no escoamento superficial. Imediatamente após serem coletadas, as amostras de água foram filtradas em membrana de éster de celulose de 0,45 micrômetro e posteriormente foram preservadas em temperatura entre -1 e -4 °C até o momento da análise. As metodologias utilizadas para determinação dos teores de P estão especificadas em Murphy e Riley (1962) e de K, Ca, e Mg na água do escoamento superficial estão descritas em Tedesco et al. (1995).

4.4.6 Determinações físicas no solo

No início e ao final do período da pesquisa, foram coletadas amostras do solo com estrutura preservada e alterada, nas camadas de 0 - 2,5 cm; 2,5 - 5 cm; 5 - 10 cm; e 10 - 20 cm, no centro das parcelas, para a caracterização da área experimental. Foram determinadas a densidade, a porosidade e a estabilidade de agregados em água. A densidade do solo foi determinada pela relação massa de solo/volume do anel volumétrico, em base seca a 105 °C conforme Blake e Hartge (1986). A porosidade total foi calculada pela diferença entre a massa de solo saturado e a massa de solo seco em volume conhecido. A microporosidade do solo por sucção em coluna d'água de 0,6 m de altura (6 kPa) em mesa de tensão de areia, seguindo a

metodologia descrita em Forsythe (1975). O volume de macroporos foi calculado pela diferença entre a porosidade total e a microporosidade. A estabilidade de agregados em água foi determinada por balanceamento a úmido, seguindo a metodologia original descrita em Kemper e Chepil (1965).

4.4.7 Avaliação de massa seca, produtividade e cobertura superficial do solo

Para a determinação da produtividade das culturas, foram coletados 5 metros lineares na parte superior e inferior de cada uma das parcelas. Os componentes de rendimento e a produtividade das culturas foram avaliados segundo os critérios estabelecidos nas Regras para Análise de Sementes (BRASIL, 2009). Para a determinação da massa seca dos cultivos de verão, realizou-se a secagem da parte aérea das plantas coletadas após a retirada das espigas e vagens para determinação da produtividade. A secagem foi realizada em estufa com circulação de ar forçada com temperatura de aproximadamente 65°C, durante 48 a 72 horas, até peso constante. Para avaliação da massa seca das culturas de inverno, realizou-se a coleta do material vegetal em um quadrado de área conhecida, em duas posições escolhidas aleatoriamente dentro da parcela, e posterior secagem em estufa com circulação de ar forçada com temperatura de aproximadamente 65°C, durante 48 a 72 horas, até peso constante.

As medições de cobertura do solo por resíduos culturais foram efetuadas de acordo com a metodologia proposta por Adams e Arkin (1958). Detalhes adicionais estão descritos no tópico 3.4.7.

4.4.8 Análise estatística

O experimento foi instalado utilizando o delineamento de parcelas distribuídas inteiramente ao acaso, com duas repetições por tratamento. Realizou-se a análise descritiva dos dados de perdas de água e solo por erosão hídrica e de produtividade das culturas. Análises de correlação foram realizadas, quando pertinentes, utilizando-se o modelo linear ($y=a+bx$), relacionando perdas de solo com perdas de água; perdas de solo com EI30; e perdas de água com altura de chuva.

4.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.5.1 Caracterização química da área experimental

Os atributos químicos das camadas do solo até a profundidade de 20 cm estão descritos na Tabela 14. Em geral, o maior teor de nutrientes foi observado no tratamento de campo cultivado (CC), que é conduzido em sistema de semeadura direta, com adubação superficial uma vez ao ano e sem revolvimento do solo. Devido a fertilização dos cultivos de verão e à ausência de mobilização do solo, os teores na camada de 0-2,5 cm deste tratamento são superiores às demais camadas, até os 20 cm. Este acúmulo de nutrientes na superfície do solo em sistema de semeadura direta já foi observado por diversos autores, e pode gerar danos ambientais, principalmente através da erosão e eutrofização dos mananciais hídricos, além de elevar os custos da atividade agrícola (BERTOL et al., 2007c; SCHICK et al., 2000a; GEBLER et al., 2012).

Tabela 14 - Atributos químicos na camada de 0 – 20 cm do solo, nos diferentes tratamentos e camadas do solo, obtidos em amostras coletadas ao final do período experimental (média das repetições).

| Camada | P Mehlich | K | Ca | Mg |
|--|---------------------|------|------------------------------------|-----|
| Campo nativo sem ação antrópica | | | | |
| | mg dm ⁻³ | | cmol _c dm ⁻³ | |
| 0-2,5 | 38,9 | 95 | 5,3 | 3 |
| 2,5-5 | 44,2 | 51 | 4 | 3,3 |
| 5-10 | 45,4 | 44 | 4,3 | 3,4 |
| 10-20 | 48,5 | 21 | 4,1 | 4 |
| Campo nativo cultivado na forma de semeadura direta | | | | |
| 0-2,5 | 73,5 | 72,5 | 8,1 | 4,1 |
| 2,5-5 | 22,7 | 40 | 5,8 | 3,8 |
| 5-10 | 18,3 | 34 | 4,2 | 4,5 |
| 10-20 | 15,6 | 25 | 3,4 | 4 |
| Campo nativo queimado anualmente | | | | |
| 0-2,5 | 35,4 | 107 | 4,8 | 2,6 |
| 2,5-5 | 48,9 | 82 | 3,9 | 1,7 |
| 5-10 | 45,5 | 44 | 4,1 | 1,7 |
| 10-20 | 49,3 | 27 | 4,3 | 1,7 |

Fonte: Laboratório de Análise de Solos – LAS, UDESC/CAV, 2019.

O fósforo (P) apresentou comportamento semelhante para os tratamentos de campo nativo sem ação antrópica (CN) e campo nativo queimado anualmente (CQ), em que a camada superficial apresentou concentração inferior às camadas mais profundas (Tabela 14). Houve pouca modificação na concentração de P em profundidade. Nas camadas de 2,5-5 cm até a de

10-20 cm, este elemento apresentou variação de 44,2 a 48,5 $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ no tratamento CN e de 45,5 a 49,3 $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ no tratamento CQ. Diferentemente do esperado, a queima do campo não ocasionou aumento de P na camada superficial do solo. De acordo com Serrasolsas e Khanna (1995), em geral, após a queima ocorre um aumento no teor de P do solo. Entretanto, esse efeito tende a desaparecer, em médio prazo, pela perda dos nutrientes por meio de enxurrada, resultando em concentração menor, até, à observada em solos que não sofreram ação do fogo (KNICKER, 2007), de modo semelhante ao ocorrido para o P na camada superficial do solo. No tratamento de CC, o P apresentou elevado teor na camada superficial, que pode ser justificado devido à adição anual deste elemento ao solo durante a adubação dos cultivos de verão. Já as camadas inferiores apresentaram valores decrescentes de teores de P, os quais podem ser justificados pela maior demanda de P pelos cultivos adotados na rotação de culturas, quando comparados às áreas de campo nativo.

Os teores de potássio (K) foram mais elevados na camada superficial do solo em todos os tratamentos avaliados (Tabela 14). Observa-se que o tratamento CC apresentou menor teor de K do que os demais tratamentos, apesar da adição deste elemento ao solo através da fertilização nos cultivos de verão. Esses dados podem ser justificados devido à maior extração deste elemento pelas plantas cultivadas no sistema de rotação de culturas, em relação ao tratamento CN. O maior teor de K foi observado na camada superficial do tratamento CQ. Resultado semelhante foi obtido por Rheinheimer et al. (2003). Estudando o efeito da queima de campo nativo em Lages, SC, realizaram coletas de solo em diferentes camadas, três dias antes da queima, imediatamente após a queima e 30, 60, 90, 150, 220 e 350 dias após a queima. Os autores concluíram que apenas a camada superficial do solo (0 – 2 cm) foi sensível à ação do fogo quanto ao teor de nutrientes. A queima aumentou o teor de K, Ca, Mg e os valores de pH. Entretanto, todos os atributos químicos do solo retornaram aos valores originais a partir dos 90 dias após a queima.

O cálcio (Ca) apresentou, para todos os tratamentos, valores superiores na camada superficial do solo em relação às demais camadas estudadas (Tabela 14). O magnésio (Mg) apresentou este mesmo comportamento, exceto para o tratamento CN, onde o maior teor foi observado na camada de 10-20 cm. A baixa modificação destes dois elementos químicos observada nesta pesquisa, entre os tratamentos, deve-se à ausência da aplicação destes elementos ao solo, que ocorreria através da aplicação de corretivos como o calcário por exemplo. Apesar da inexistência da calagem, em todos os tratamentos os teores de Ca e Mg foram altos ($> 4,0 \text{ cmol}_c/\text{dm}^3$ para Ca e $>1,0 \text{ cmol}_c/\text{dm}^3$ para Mg), conforme interpretação do Manual de Adubação e Calagem (CQFS, 2016). Diferentemente do observado por Rheinheimer

et al. (2003), nesta pesquisa a queima de campo não ocasionou aumento nos teores de Ca e Mg na camada superficial do solo.

4.5.2 Caracterização física da área experimental

Na Tabela 15 estão apresentados os dados de densidade, porosidade total, macroporosidade e diâmetro médio ponderado de agregados do solo.

Tabela 15 - Valores de densidade (Ds), porosidade total do solo (PT), macroporosidade (Macro) e diâmetro médio ponderado de agregados (DMP), nos diferentes tratamentos e camadas do solo, obtidos em amostras coletadas no início (I) e ao final da pesquisa (F) (média das repetições).

| | Ds | | PT | | Macro | | DMP | |
|----------|--------------------|-----|-----|-----|-------|------|-----|-----|
| | I | F | I | F | I | F | I | F |
| | g cm ⁻³ | | % | | | | mm | |
| 0-2,5 cm | | | | | | | | |
| CN | 1,2 | 0,9 | 57 | 62 | 21 | 23 | 5,7 | 4,9 |
| CC | 1,2 | 1,0 | 57 | 64 | 19 | 17 | 5,6 | 5,6 |
| CQ | 1,2 | 0,9 | 60 | 65 | 17 | 20 | 4,8 | 4,9 |
| CV (%) | 1,4 | 6,1 | 2,3 | 2,9 | 8,3 | 16,8 | 7,0 | 7,4 |
| 2,5-5 cm | | | | | | | | |
| CN | 1,2 | 1,1 | 52 | 54 | 19 | 20 | 5,7 | 5,7 |
| CC | 1,2 | 1,2 | 56 | 54 | 13 | 11 | 5,6 | 5,5 |
| CQ | 1,2 | 1,2 | 49 | 56 | 12 | 14 | 5,5 | 5,8 |
| CV (%) | 5,5 | 5,7 | 4,9 | 1,7 | 21,5 | 29,7 | 1,9 | 2,9 |
| 5-10 cm | | | | | | | | |
| CN | 1,6 | 1,3 | 55 | 50 | 15 | 9 | 5,7 | 5,7 |
| CC | 1,5 | 1,3 | 54 | 51 | 15 | 11 | 5,6 | 5,8 |
| CQ | 1,6 | 1,4 | 49 | 51 | 12 | 9 | 5,6 | 5,7 |
| CV (%) | 1,3 | 5,1 | 3,8 | 1,2 | 10,8 | 13,6 | 0,4 | 1,5 |
| 10-20 cm | | | | | | | | |
| CN | 1,7 | 1,4 | 49 | 50 | 12 | 8 | 5,6 | 5,8 |
| CC | 1,6 | 1,3 | 46 | 53 | 11 | 11 | 5,6 | 5,7 |
| CQ | 1,6 | 1,3 | 45 | 49 | 11 | 9 | 5,5 | 5,7 |
| CV (%) | 2,5 | 2,4 | 3,3 | 4,0 | 1,4 | 19,0 | 0,7 | 1,1 |

Nota: CN = Campo nativo sem ação antrópica; CC = Campo nativo cultivado na forma de semeadura direta; CQ = Campo nativo queimado anualmente; CV (%) = Coeficiente de variação.

Fonte: Elaborada pela autora, 2019.

Os valores de densidade do solo apresentaram pequena variação entre os tratamentos, independente da data da coleta. Ademais, para todos os tratamentos verificou-se um aumento

na densidade nas camadas mais profundas, 5-10 e 10-20 cm, quando comparadas às camadas mais superficiais, 0-2,5 e 2,5-5 cm (Tabela 15). Este aumento na densidade pode ser relativo ao adensamento natural do solo, visto que em nenhum dos tratamentos houve intervenção mecânica sobre o solo.

Nos três tratamentos, a porosidade total do solo situou-se entre 45 e 65%, e a macroporosidade entre 8 a 23% (Tabela 15). Estes valores são considerados não limitantes ao desenvolvimento das culturas (ANDRADE; STONE, 2008; WATANABE et al., 2002).

O diâmetro médio ponderado dos agregados do solo (DMP), apresentou valores entre 4,8 e 5,8 mm nos distintos tratamentos, camadas e épocas de coleta. Estes valores de DMP indicam alta estabilidade de agregados (ANDRADE et al., 2010). Ademais, estes resultados são similares aos encontrados por Bertol et al. (2001), variando de 5,6 à 5,9 mm; aos de Souza et al. (2017), variando de 5,6 à 5,7 mm; e aos de Wolschick (2018), variando de 5,3 à 6,1 mm, trabalhos esses realizados em Cambissolo Húmico, sob semeadura direta.

Em geral, observou-se que a queima de campo pouco influenciou os atributos físicos do solo. Apenas o DMP, que representa a estabilidade de agregados, apresentou valores inferiores no CQ do que nos demais tratamentos, na camada superficial do solo. Badia e Martí (2003) também detectaram uma redução na estabilidade de agregados do solo após a incidência de fogo, atribuindo isso à perda de matéria orgânica por oxidação ocasionada pela queima. Observou-se que a porosidade do solo não foi afetada pela queima, diferentemente do observado por Neary et al. (1999) que relataram diminuição na porosidade do solo afetada pelo fogo.

Os dados obtidos indicam boa qualidade física do solo estudado, até mesmo no tratamento de CQ. Do mesmo modo que o observado para a semeadura direta, o uso da terra com sistemas pastoris pode fazer com que o solo apresente elevada estabilidade de agregados, macroporosidade e condutividade hidráulica, devido à ausência de preparo mecânico e à presença de sistema radicular denso que atua como agente agregante e estimulador da atividade da macrofauna do solo (MARCHÃO et al., 2007).

4.5.3 Massa seca da parte aérea e produtividade das culturas

Na Tabela 16 estão descritos os valores totais de massa seca da parte aérea da soja, nabo, feijão e ervilhaca, assim como os valores de produtividade da soja e do feijão no tratamento CC. Os resíduos culturais de todas as espécies cultivadas foram mantidos na superfície do solo. Para os cultivos de verão, a soja apresentou valor de massa seca da parte aérea de 2,4 Mg ha⁻¹,

enquanto o feijão apresentou valor de 2,3 Mg ha⁻¹. Para os cultivos de inverno, o nabo apresentou massa seca de 5,3 Mg ha⁻¹ e a ervilhaca de 3,3 Mg ha⁻¹.

Tabela 16 - Produção de matéria seca da parte aérea dos cultivos, no tratamento de Campo nativo cultivado na forma de semeadura direta, em Cambissolo húmico, em Lages, SC.

| Cultivo | Massa seca | Produtividade |
|-----------|--------------------------------|---------------|
| |Kg ha ⁻¹ | |
| Soja | 2360 | 2871 |
| CV (%) | 2,4 | 35,7 |
| Nabo | 5313 | - |
| CV (%) | 2,8 | - |
| Feijão | 2330 | 2912 |
| CV (%) | 4,8 | 19,8 |
| Ervilhaca | 3318 | - |
| CV (%) | 62,9 | - |

Nota: CV (%) = Coeficiente de variação.

Fonte: Elaborada pela autora, 2019.

Os resultados de massa seca obtidos nos cultivos de inverno estão dentro da faixa de valores encontrados em pesquisas realizadas por outros autores. Para o cultivo do nabo, Lázaro et al. (2013), observaram produção de massa seca de 3,6 Mg ha⁻¹; Wolschick et al. (2016), obteve produção de massa seca de 9,1 Mg ha⁻¹ e Souza et al. (2017) verificou produção de massa seca de 5,5 Mg ha⁻¹. Estes mesmos autores, obtiveram, para o cultivo da ervilhaca, produção de massa seca de 4,2 Mg ha⁻¹ (LÁZARO et al., 2013), 5,3 Mg ha⁻¹ (WOLSCHICK et al., 2016) e 4,9 Mg ha⁻¹ (SOUZA et al., 2017). Avaliando os cultivos de verão, Schick (2014), encontrou valores de massa seca para a cultura da soja de 3,3 Mg ha⁻¹, na média de quatro cultivos. Souza et al. (2017) trabalhando com a cultura do feijão em experimento realizado nesta mesma área experimental, obteve massa seca de 5,4 Mg ha⁻¹.

A produtividade de grãos da soja e do feijão foram de 2,9 Mg ha⁻¹. Para o cultivo da soja, Schick (2014) obteve produtividade semelhante à observada nesta pesquisa, de 3,0 Mg ha⁻¹, na média de quatro cultivos. Souza et al. (2017), em pesquisa desenvolvida nesta mesma área experimental, relataram produtividade do cultivo do feijão de 2,2 Mg ha⁻¹.

4.5.4 Perdas de água

No decorrer dos 23 meses da pesquisa, compreendida entre 30/11/2016 e 18/09/2018, ocorreram 61 chuvas erosivas, com altura de chuva total de 1997 mm e índice de erosividade

EI₃₀ de 8472 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ (Tabela 17). As perdas de água no período da pesquisa foram baixas, 2,3% para o tratamento de campo nativo sem ação antrópica (CN), 2,2% para o tratamento de campo nativo cultivado na forma de semeadura direta (CC) e 1,2% para o tratamento de campo nativo queimado anualmente (CQ), em relação ao volume de chuva (Tabela 17).

Tabela 17 - Valores da altura das chuvas erosivas (AC), fator de erosividade (R) e perdas de água (PA) no período da pesquisa de 2016 a 2018 (média de duas repetições) nos diferentes tratamentos, em Cambissolo Húmico em Lages – SC.

| | AC | R - EI ₃₀ | PA em CN | PA em CC | PA em CQ |
|--------|------|--|-----------------------|----------|----------|
| | mm | MJ mm ha ⁻¹ h ⁻¹ | % da chuva..... | | |
| Total | 1997 | 8472 | 2,3 | 2,2 | 1,2 |
| Média | 33 | 139 | 2,3 | 2,2 | 1,2 |
| DP | 35 | 227 | 5,3 | 3,8 | 2,7 |
| CV (%) | 106 | 164 | 233 | 172 | 226 |

Nota: CN = Campo nativo sem ação antrópica; CC = Campo nativo cultivado na forma de semeadura direta; CQ = Campo nativo queimado anualmente; DP = Desvio Padrão; CV (%) = Coeficiente de variação.

Fonte: Elaborada pela autora, 2019.

Diferentemente do esperado, a queima do campo nativo não ocasionou aumento nas perdas de água em relação à ausência de queima (Tabela 17). De acordo com Bertol et al. (2011a), a diminuição de cobertura do solo ocasionada pela queima da fitomassa vegetal resulta em diminuição de infiltração e de retenção de água no solo. Este comportamento de aumento das perdas de água em áreas queimadas também foi observado por Hester et al (1997). Estes autores afirmaram que o aumento do volume e da velocidade de enxurrada, juntamente com o decréscimo da taxa de infiltração, justifica o aumento das perdas de água nas áreas queimadas. Resultados semelhantes também foram observados por Ferreira et al. (2008).

Em estudo realizado com chuva simulada em um Latossolo Bruno, em áreas de campo nativo sem queima da vegetação e campo nativo com queima da vegetação, Bertol et al. (2011a) observaram que a diminuição da cobertura do solo devido à queima da vegetação ocasionou aumento de 49% na taxa máxima de enxurrada em relação à ausência de queima, a qual aumentou de 39 para 58 mm h⁻¹. O campo nativo queimado apresentou volume de enxurrada 120% maior do que o do não queimado, sendo que a perda total de água na forma de escoamento superficial foi de 52 mm para o tratamento sem queima e de 115 mm para o tratamento com campo nativo queimado. De acordo com os autores, houve influência da parte aérea da massa vegetal do campo nativo na interceptação e retenção superficial de água da chuva e na infiltração de água no solo. Além disso, a queima da fitomassa pode ter contribuído para a obstrução dos poros da superfície do solo, especialmente por partículas finas de cinzas, reduzindo a infiltração de água, também justificando os resultados.

A inexistência de um aumento nas perdas de água ocasionada pela ação do fogo neste experimento pode ser justificada pela ausência de chuvas de elevada magnitude nos dias subsequentes a queima de campo. A capacidade de regeneração do campo nativo é elevada, ou seja, poucos dias após a incidência do fogo, a vegetação já apresenta elevada cobertura superficial. De acordo com Overbeck et al. (2015), a rápida regeneração do campo nativo ocorre porque a vegetação campestre evoluiu sob a influência do fogo e do pastejo sob pisoteio dos herbívoros. Devido à coevolução com estes fatores, as plantas campestres podem ser consideradas adaptadas a estes distúrbios e desenvolveram estruturas que permitem que elas resistam ao fogo ou ao pastejo, ou que consigam regenerar as suas populações rapidamente. Devido a essa capacidade de regeneração, a ausência de chuvas de elevado volume e erosividade após incidência do fogo diminuiu os danos causados pela queima.

Ademais, cabe ressaltar o baixo valor de perda de água observada na presente pesquisa, para todos os tratamentos estudados. Em estudo realizado neste mesmo experimento, durante os cultivos do nabo, feijão, ervilhaca e milho, Souza et al. (2017) observaram perdas de água de 13% para o tratamento CC, 16% para o tratamento CQ e 10% para o tratamento CN, para uma altura média de chuva de 650 mm. Estes valores são 5,9; 13,3 e 4,3 vezes maiores que os observados nesta pesquisa, para os tratamentos CC, CQ e CN, respectivamente.

Entretanto, é necessário considerar que um dos maiores problemas decorrentes da queima das pastagens é a contaminação de águas em mananciais de superfície, entre outros ambientes, devido ao transporte de nutrientes e de carbono orgânico pela enxurrada (FERREIRA et al., 1997; FERREIRA, 2008), o que evidencia a importância de manter as perdas de água em magnitude reduzida.

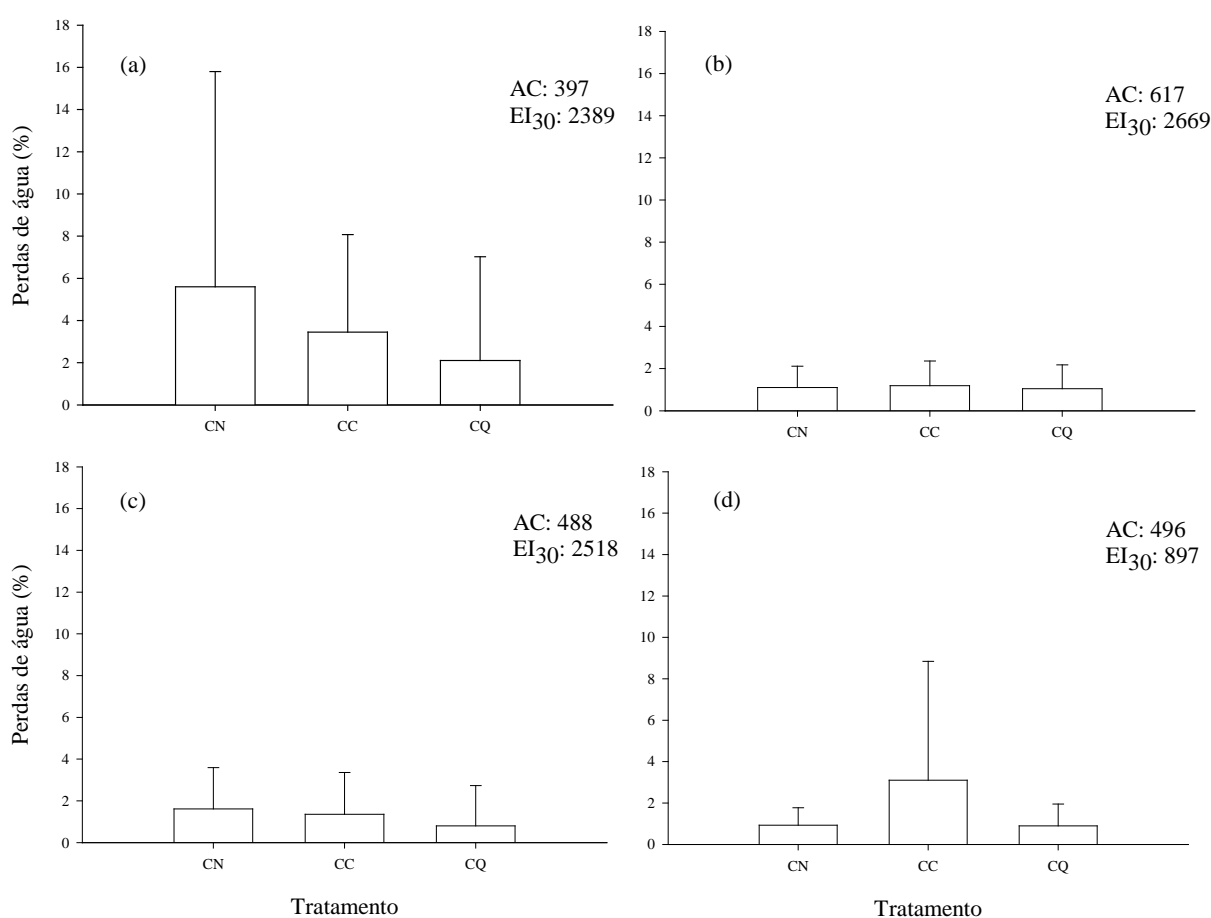
4.5.4.1 Perdas de água por cultivo

Entre 30/11/2016 e 26/04/2017, período correspondente ao cultivo da soja, ocorreram 14 chuvas erosivas (dados não apresentados), essas chuvas totalizaram altura de 397 mm e índice de erosividade EI_{30} de 2389 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ (dados não apresentados). Durante o período compreendido entre 20/05/2017 e 22/10/2017, correspondente ao cultivo do nabo, verificaram-se 13 eventos de chuva erosiva, totalizando altura de 617 mm e EI_{30} de 2669 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹. O cultivo do feijão ocorreu entre 06/11/2017 e 25/03/2018, e nesse período observaram-se 19 chuvas erosivas; a altura de chuva total do período foi de 488 mm, com índice de erosividade de 2518 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹. No período compreendido entre 07/05/2018 e 18/09/2018, correspondente ao cultivo da ervilhaca, foram observadas 15 chuvas erosivas, totalizando 496

mm de altura de chuva e 897 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ de índice de erosividade EI₃₀ (dados não apresentados).

Observa-se que no período correspondente ao ciclo da soja, foram verificadas as maiores perdas de água entre os cultivos avaliados. O tratamento CN apresentou perdas de água de 5,6% em relação ao volume de chuva. Para o tratamento CC as perdas foram de 3,5%, e o tratamento CQ apresentou perdas de solo de 2,1% (Figura 16a).

Figura 16 - Valores de perda de água (%) observados durante os cultivos da soja (a); nabo (b); feijão (c) e ervilhaca (d), no período de 2016 a 2018, (média de duas repetições) nos tratamentos Campo nativo sem ação antrópica (CN); Campo nativo cultivado na forma de semeadura direta (CC) e Campo nativo queimado anualmente (CQ), em Cambissolo Húmico em Lages – SC.



Fonte: Elaborada pela autora, 2019.

Do mesmo modo que o observado para as perdas de solo, as perdas de água no período correspondente aos cultivos do nabo e do feijão apresentaram comportamento similar entre os dois cultivos, com baixas perdas de água (inferiores a 2%) e com pequena variação entre os tratamentos (Figura 16 b; 16c). Souza et al. (2017), avaliando o cultivo do nabo, durante o qual precipitaram 918 mm de chuva, também não observaram diferença entre esses mesmos tratamentos, entretanto, as perdas de água foram maiores que as observadas neste experimento,

as quais variaram de 12 a 15% em relação ao volume das chuvas. Já para o cultivo do feijão, onde foram observados 507 mm de chuva, Souza et al. (2017) observaram a maior perda de água para o tratamento CQ, a qual foi de 22%, seguida de 10% de perda de água no tratamento CC e 8% no tratamento CN.

Para o período correspondente ao cultivo da ervilhaca (Figura 16d), as maiores perdas de água foram verificadas no tratamento CC, as quais foram de 3,1%, comparadas à 0,9% para os tratamentos CN e CQ. Estes resultados diferem dos observados por Souza et al (2017), que durante o cultivo da ervilhaca, observou altura de chuva de 499 mm e maior perda de água, de 21%, no tratamento CQ, seguido de 19% no CC e 16% no CN.

4.5.5 Perdas de solo

O tratamento constituído de campo nativo sem ação antrópica (CN), apresentou o menor valor de perda de solo para o período avaliado, sendo de 23,6 Kg ha⁻¹, seguido do tratamento de campo nativo queimado anualmente (CQ), com 54,6 Kg ha⁻¹ e do tratamento de campo nativo cultivado na forma de semeadura direta (CC), com perdas de solo de 81,4 Kg ha⁻¹ (Tabela 18).

Tabela 18 - Valores da altura das chuvas erosivas (AC), fator de erosividade (R) das chuvas erosivas, perdas de solo (PS) totais no período da pesquisa entre 2016 a 2018 e valores médios por evento (média de duas repetições) nos diferentes tratamentos, em Cambissolo Húmico em Lages – SC.

| | AC | R - EI ₃₀ | PS em CN | PS em CC | PS em CQ |
|--------|------|--|--------------------------------|----------|----------|
| | mm | MJ mm ha ⁻¹ h ⁻¹ |Kg ha ⁻¹ | | |
| Total | 1997 | 8472 | 23,6 | 81,4 | 54,6 |
| Média | 32,7 | 139 | 0,4 | 1,3 | 0,9 |
| DP | 34,8 | 227 | 1,1 | 3,5 | 4,3 |
| CV (%) | 106 | 164 | 286 | 265 | 480 |

Nota: CN = Campo nativo sem ação antrópica; CC = Campo nativo cultivado na forma de semeadura direta; CQ = Campo nativo queimado anualmente; DP = Desvio Padrão; CV (%) = Coeficiente de variação.

Fonte: Elaborada pela autora, 2019.

As menores perdas de solo observadas no tratamento CN são justificadas pela ausência total de antropismo e cobertura total e permanente do solo. De acordo com Bertol et al. (2011a), a menor concentração de sedimentos na enxurrada e perda total de solo, em campo nativo na ausência de queima, são explicadas pela proteção do solo exercida pela parte aérea da vegetação de campo. Cogo et al. (2003) salientam que a cobertura do solo tem ação direta e efetiva na redução da erosão hídrica, além de diminuir a energia cinética das gotas de chuva, atua ainda

na redução da velocidade do escoamento superficial e, conseqüentemente, na capacidade erosiva da enxurrada.

Corroborando com os resultados desta pesquisa, Souza et al. (2017) também observaram menores perdas de solo em campo nativo sem ação antrópica, dentre todos tratamentos avaliados, no mesmo experimento. Durante os cultivos do nabo, feijão, ervilhaca e milho, estes autores verificaram perdas de solo média por cultivo de 1110 Kg ha⁻¹ no campo nativo queimado anualmente, 720 Kg ha⁻¹ no campo cultivado na forma de semeadura direta, e de 200 Kg ha⁻¹ no campo nativo sem ação antrópica, para uma altura de chuva média de 650 mm e EI₃₀ médio de 1961 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹.

Bertol et al. (2011a) em pesquisa realizada num experimento com chuva simulada em áreas de campo nativo com e sem queima, também observaram menores perdas de solo no tratamento sem incidência do fogo. As perdas de solo relatadas naquele trabalho foram de 17 Kg ha⁻¹ para o tratamento de campo nativo e de 148 Kg ha⁻¹ para o tratamento de campo queimado, durante uma chuva de três horas de duração e intensidade constante de 75 mm h⁻¹. Os autores observaram que a queima de campo aumentou 8,7 vezes as perdas de solo, enquanto, na presente pesquisa, as perdas de solo foram 2,3 vezes maiores no tratamento de campo nativo queimado, comparadas às perdas ocorridas na área de campo nativo sem ação antrópica.

Da mesma forma que o discutido para as perdas de água, as baixas perdas de solo observadas no tratamento CQ nesta pesquisa podem ser justificadas pela ausência de chuvas de elevado volume logo após a queima, e pela rápida regeneração da vegetação após a queima, o que reduziu a diferença de perdas de solo entre os tratamentos. Dessa forma, em anos em que não ocorrem eventos erosivos de elevado volume e erosividade subsequentemente à queima, não é possível observar elevadas perdas de solo neste tratamento, devido à rápida reestruturação da cobertura superficial do solo pela pastagem. Entretanto, é importante salientar que a presença de apenas um evento erosivo de elevada magnitude após a queima, pode gerar danos ambientais severos, uma vez que a redução da cobertura superficial ocasionada pela queima potencializa a erosão e, além disso, pode produzir perdas significativas de elementos químicos removidos com os sedimentos ou solubilizados pelo escoamento superficial, gerando contaminação nos ambientes de depósito da erosão.

Outro fator que pode ter reduzido as perdas de solo no tratamento CQ, foi a permanência das soqueiras da vegetação na superfície do solo após a incidência do fogo. Jacques (2003), divide a queima em dois processos distintos, que podem ocorrer concomitantemente. No primeiro, ocorre a eliminação do material seco ainda preso à parte aérea da planta e no segundo ocorre a eliminação total ou parcial do material seco depositado sobre a superfície do solo,

chamado de mantilho ou soqueira. De acordo com o autor, a queima exclusiva da parte aérea acarretaria menores prejuízos ao solo e à vegetação. Bertol et al. (2011a) observaram que após a queima, a presença das soqueiras resultava em elevada quantidade de fitomassa, a qual possivelmente ainda protegia a superfície do solo contra a energia erosiva da chuva e da enxurrada, reduzindo as perdas por erosão.

Outro aspecto a considerar é que os danos ocasionados pela queima da vegetação dependem da intensidade do fogo, a qual é influenciada por fatores edafoclimáticos. A temperatura que o fogo atinge durante a queima do campo, e a sua duração, é bastante variada e dependente da umidade do solo e do ar. Ademais, o tipo da vegetação pré-existente também influencia a severidade da queima. Dessa forma, a queima anual pode gerar menores ou maiores danos dependendo das condições ambientais presentes no momento da queima, o que influenciará diretamente as perdas de solo por erosão hídrica. De acordo com Johansen et al. (2001), o aumento da produção de sedimentos após a queima pode ocorrer por pelo menos duas vias distintas: devido a exposição do solo previamente protegido e/ou devido a repelência à água ou à quebra de agregados do solo quando o fogo é suficientemente intenso para alterar as propriedades da superfície do solo. Nas áreas de pastagens, o tempo de permanência do fogo e a intensidade da queima são tipicamente baixos, ocasionando alterações apenas na cobertura do solo. A repelência à água e outras mudanças no solo são incomuns nestes ecossistemas (JOHANSEN et al., 2001). Isso sugere que ecossistemas florestais e áreas de campo nativo com predominância de espécies arbustivas apresentam vulnerabilidade relativamente maior ao aumento na erosão hídrica após a incidência do fogo.

As maiores perdas de solo observadas para o tratamento CC, podem ser explicadas, em parte, pela pequena mobilização do solo no momento da semeadura, a qual pode ter gerado partículas de solo prontamente disponíveis ao transporte pelo escoamento superficial, e/ou pelo desenvolvimento inicial das culturas, período no qual o solo permaneceu com menor cobertura vegetal. Isto pode ter diminuído a interceptação das gotas de chuva e elevado as perdas de solo momentaneamente.

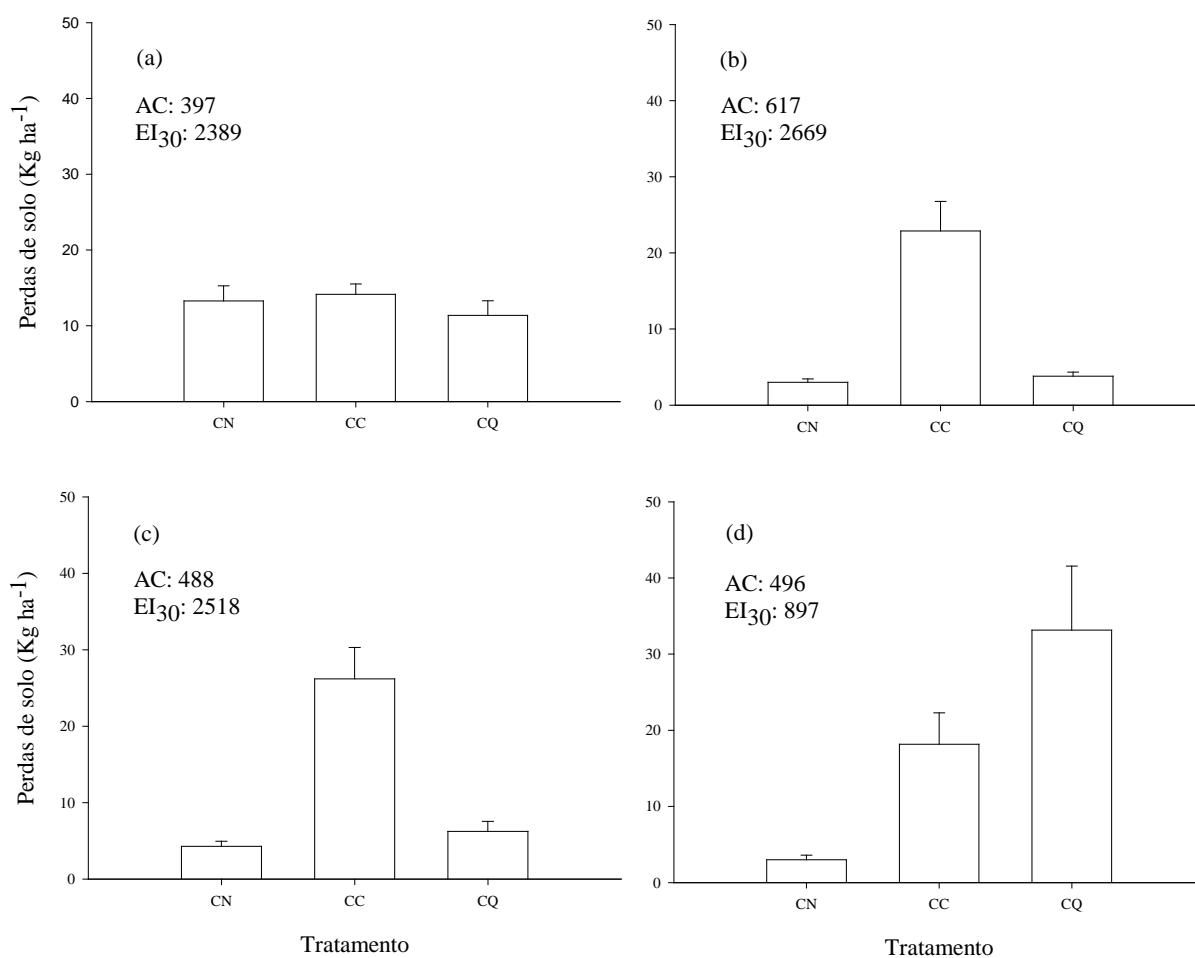
Entretanto, é necessário ressaltar que as perdas de solo observadas em todos os tratamentos neste experimento estiveram muito abaixo do limite de perda de solo anual definido para o Cambissolo húmico por Bertol e Almeida (2000), de $9,6 \text{ Mg ha}^{-1}$. Além disso, essas perdas também foram menores que as observadas por Souza et al. (2017), nesta mesma área experimental, onde os valores médios de perda de solo foram 35; 80 e 34 vezes maiores que os observados nesta pesquisa para os tratamentos CC, CQ e CN, respectivamente. Isso reitera a importância da condução de experimentos de chuva natural por longos períodos de tempo, uma

vez que as alterações sazonais no volume e erosividade das chuvas podem resultar em perdas de solo distintas às observadas nesta pesquisa.

4.5.5.1 Perdas de solo por cultivo

Entre 30/11/2016 e 26/04/2017, período correspondente ao cultivo da soja, ocorreram 14 chuvas erosivas. Essas chuvas totalizaram altura de 397 mm e índice de erosividade EI_{30} de 2389 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ (dados não apresentados). Neste período, observou-se relativa semelhança nas perdas de solo entre os tratamentos (Figura 17a), onde o CN apresentou perdas de solo de 13,3 Kg ha⁻¹, o tratamento CC apresentou perdas de 14,2 Kg ha⁻¹, e no CQ as perdas de solo foram de 11,4 Kg ha⁻¹.

Figura 17 - Valores de perdas de solo (Kg ha⁻¹) observados durante os cultivos da soja (a); nabo (b); feijão (c) e ervilhaca (d), no período de 2016 a 2018, (média de duas repetições) nos tratamentos Campo nativo sem ação antrópica (CN); Campo nativo cultivado na forma de semeadura direta (CC) e Campo nativo queimado anualmente (CQ), em Cambissolo Húmico em Lages – SC.



Fonte: Elaborada pela autora, 2019.

Durante o período compreendido entre 20/05/2017 e 22/10/2017, correspondente ao cultivo do nabo, verificaram-se 13 eventos de chuva erosiva, totalizando altura de 617 mm e EI_{30} de 2669 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ (dados não apresentados). Observa-se a maior perda de solo no tratamento CC, de 22,9 Kg ha⁻¹. As perdas de solo nos tratamentos CN e CQ foram inferiores a 4 Kg ha⁻¹ (Figura 17b). Trabalhando numa pesquisa no mesmo experimento, Souza et al. (2017) avaliaram o cultivo do nabo, em um período com precipitação de 918 mm de altura de chuva e EI_{30} de 2714 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹. Os autores observaram perdas de solo de 1730; 1550 e 290 Kg ha⁻¹ para os tratamentos CC, CQ e CN, respectivamente, muito superiores às perdas desta pesquisa.

Entre 06/11/2017 a 25/03/2018, durante o cultivo do feijão, observaram-se 19 chuvas erosivas. A altura de chuva total do período foi de 488 mm, com índice de erosividade de 2518 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ (dados não apresentados). Neste cultivo, as perdas de solo para o tratamento CC foram de 26,2 Kg ha⁻¹, seguidas de 6,2 para o tratamento CQ e 4,3 para o CN (Figura 17c). Avaliando o cultivo do feijão neste mesmo experimento, Souza et al. (2017) relataram altura de chuva 507 mm e EI_{30} de 1715 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹, com perdas de solo de 680 Kg ha⁻¹ para CC, 2020 Kg ha⁻¹ para CQ e 280 Kg ha⁻¹ para CN, perdas estas superiores às obtidas nesta pesquisa.

No período compreendido entre 07/05/2018 e 18/09/2018, correspondente ao cultivo da ervilhaca, foram observadas 15 chuvas erosivas, totalizando 496 mm de altura de chuva e 896,5 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ de índice de erosividade EI_{30} (dados não apresentados). As maiores perdas de solo foram verificadas no tratamento CQ (Figura 17d). Apesar deste período apresentar a menor altura e erosividade das chuvas entre todos os cultivos avaliados, inclui a maior perda de solo, de 33,2 Kg ha⁻¹, observada para o tratamento CQ. Isso ocorreu, devido à presença de um evento erosivo de magnitude muito elevada em relação aos demais, ao longo do cultivo, que, por si só, ocasionou perda de solo de 25 Kg ha⁻¹. Entretanto, cabe ressaltar que mesmo a maior perda de solo observada neste cultivo, ainda assim é considerada pequena, uma vez que está abaixo do limite de perda de solo admitido para o Cambissolo húmico (BERTOL; ALMEIDA, 2000). Souza et al. (2017), em pesquisa realizada nesta mesma área experimental durante o cultivo da ervilhaca, relataram altura de chuva 499 mm e EI_{30} de 1387 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹, com perdas de solo de 260 Kg ha⁻¹ para o tratamento CC, 490 Kg ha⁻¹ para o CQ e 130 Kg ha⁻¹ para CN.

4.5.6 Relações entre as variáveis

Na Figura 18 consta a relação entre as perdas de água e a altura de chuva, considerando os valores individuais de cada uma dessas variáveis, na média dos tratamentos. Observa-se que,

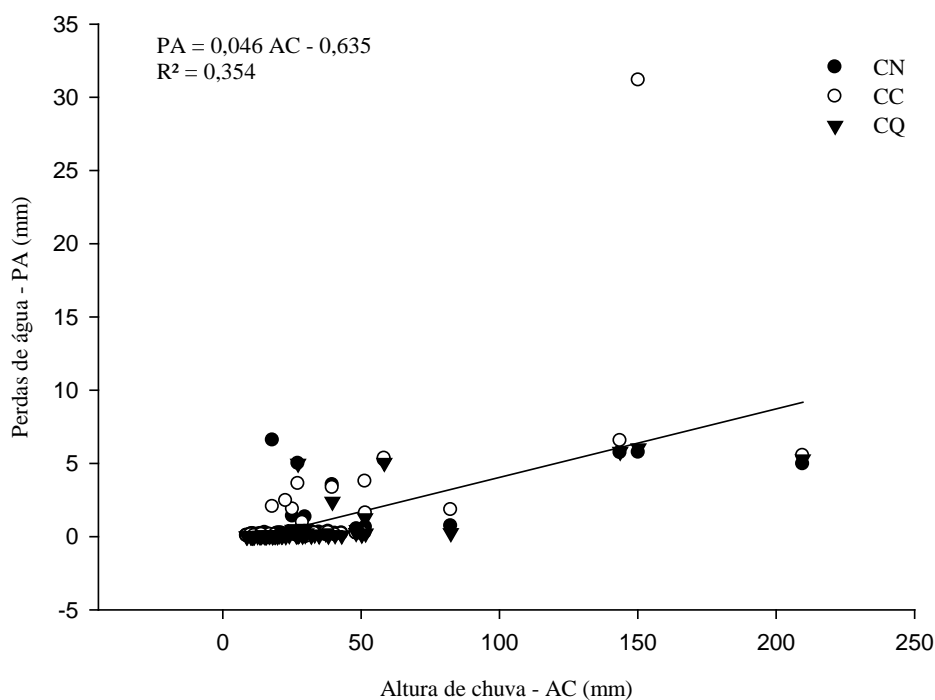
em geral, o aumento das perdas de água por escoamento superficial relacionou-se com o aumento da altura de chuva.

A maior parte dos eventos erosivos apresentou baixa altura de chuva e ocasionou baixas perdas de água. Entretanto, poucos eventos apresentaram elevada altura de chuva e ocasionaram baixa perda de água, ou, apresentaram baixa altura de chuva e ocasionaram alta perda de água (Figura 18), como já verificado por outros autores (RODRIGUES, 2017; WOLSCHICK, 2018).

Os eventos de elevada altura de chuva e baixa perda de água indicam que o solo se encontrava relativamente seco no momento de ocorrência da chuva. Por outro lado, no caso de baixa altura de chuva e alta perda de água há indicação de que no momento de ocorrência da chuva o solo se encontrava relativamente úmido.

Contudo, em geral, observa-se que quanto maior a altura de chuva, maior o risco de erosão hídrica devido ao aumento de enxurrada, conforme verificado por Bagio et al. (2017) e Wolschick (2018).

Figura 18 - Relação entre as perdas de água (média das repetições) e altura de chuva, considerando os dados individuais de cada evento erosivo, ocorridos entre 2016 e 2018, nos tratamentos Campo nativo sem ação antrópica (CN); Campo nativo cultivado na forma de semeadura direta (CC) e Campo nativo queimado anualmente (CQ), em Cambissolo Húmico em Lages – SC.



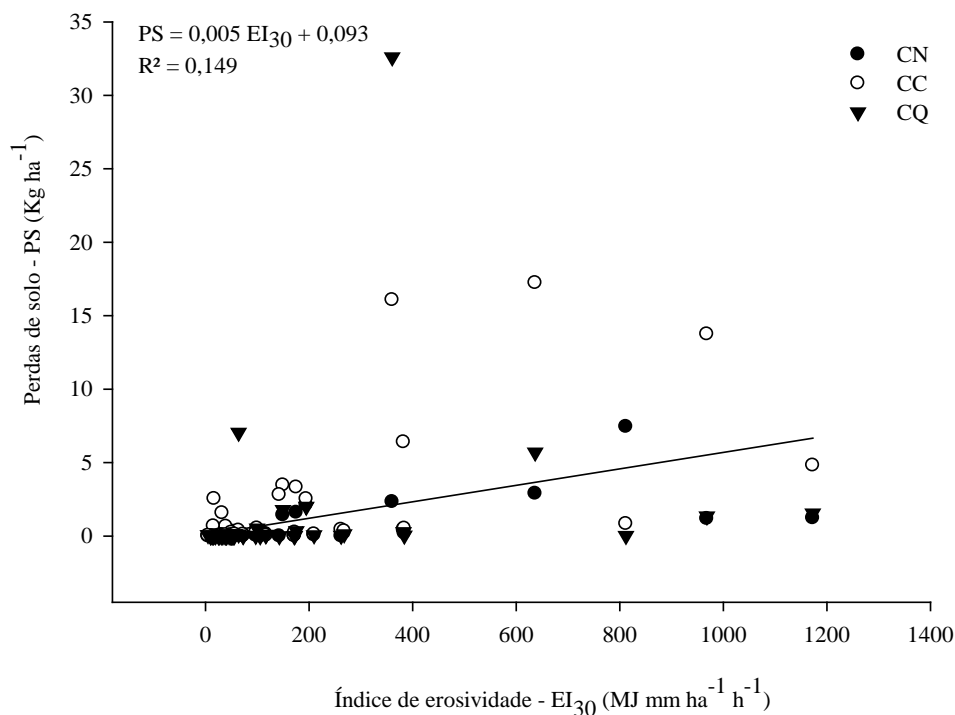
Fonte: Elaborada pela autora, 2019.

A relação entre as perdas de solo e o fator de erosividade (EI_{30}) das chuvas, considerando os valores individuais de cada uma dessas variáveis, na média dos tratamentos, está apresentada na Figura 19.

Observa-se que não houve significância na relação entre essas duas variáveis, onde o coeficiente da correlação linear apresentou valor de 0,149. A grande maioria dos eventos erosivos apresentaram valores de EI_{30} e de perdas de solo baixos. Entretanto, em inúmeros eventos, observa-se que mesmo com elevados valores de EI_{30} , as perdas de solo foram baixas, muitas vezes próximas de zero. Isto é justificado pela cobertura vegetal do solo que interceptou as gotas de chuva e diminuiu seu potencial erosivo.

Em estudos realizados neste mesmo solo e local, diversos autores observaram significância na correlação linear entre os valores de perda de solo e os do índice de erosividade EI_{30} , especialmente quando se tratava de sistemas de manejo de solo não conservacionistas, como o preparo convencional, por exemplo (BERTOL et al., 2002; BERTOL; MIQUELLUTI, 1993; RODRIGUES, 2017; SCHICK et al., 2014).

Figura 19 - Relação entre as perdas de solo (média das repetições) e o índice de erosividade (EI_{30}) das chuvas, considerando os dados individuais de cada evento, ocorridos entre 2016 e 2018 nos tratamentos Campo nativo sem ação antrópica (CN); Campo nativo cultivado na forma de semeadura direta (CC) e Campo nativo queimado anualmente (CQ), em Cambissolo Húmico em Lages – SC.

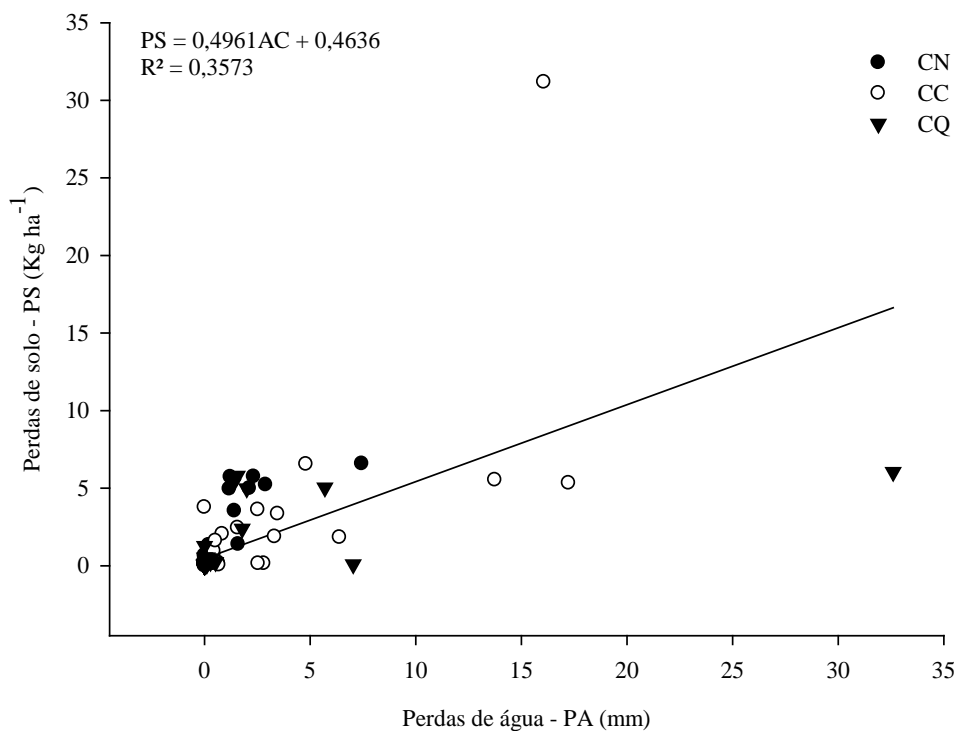


Fonte: Elaborada pela autora, 2019.

Na figura 20 observa-se a relação entre as perdas de solo e as perdas de água. Em geral, valores relativamente altos de perdas de água ocasionaram valores relativamente altos de perdas de solo, corroborando com diversos autores (SCHICK, 2014; BAGIO et al., 2017; WOLSCHICK, 2018).

Wischmeier e Smith (1958) relataram que o escoamento superficial está associado ao volume de chuva que, por sua vez, influencia a energia erosiva da chuva e do escoamento superficial, justificando o aumento das perdas de solo que ocorrem nos eventos de maior perda de água.

Figura 20 - Relação entre as perdas de solo e as perdas de água, considerando os dados coletados em cada tratamento e em cada chuva erosiva (média das repetições), nos tratamentos Campo nativo sem ação antrópica (CN); Campo nativo cultivado na forma de semeadura direta (CC) e Campo nativo queimado anualmente (CQ), em Cambissolo Húmico em Lages – SC.



Fonte: Elaborada pela autora, 2019.

4.5.7 Concentração de nutrientes solúveis na água do escoamento superficial

4.5.7.1 Concentração de cálcio (Ca)

A concentração de Ca solúvel na água de escoamento superficial foi 9,7 mg L⁻¹ no tratamento CN, 13,4 mg L⁻¹ no CC e 11,5 mg L⁻¹ tratamento CQ (Tabela 19). A queima do campo ocasionou um aumento de 1,2 vezes na concentração de Ca em relação ao campo não queimado (Tabela 19). Dados semelhantes foram obtidos por Bellilas e Rodá (1993), em que observaram aumento de 1,4 vezes na concentração de Ca em áreas de pastagem queimada comparadas a áreas não queimadas. Os autores atribuíram o baixo impacto do fogo na perda de nutrientes através do escoamento devido ao efeito combinado de: presença de material vegetal não queimado na superfície do solo; retenção de nutrientes no solo e absorção de nutrientes pela vegetação após incêndio e, padrão de precipitação logo após o incêndio que não favoreceu a remoção de nutrientes pela erosão do solo. Entretanto, os autores salientaram que impactos maiores devem ser esperados em queimadas mais severas ou quando chuvas com forte potencial erosivo ocorrem logo após o incêndio.

Tabela 19 - Valores médios de concentração de cálcio (Ca) solúvel na água da enxurrada observados no período de 2016 a 2018 (média de duas repetições) em Cambissolo Húmico em Lages – SC.

| Tratamento | CN | CC | CQ |
|------------|-------------------------------|------|------|
| |mg L ⁻¹ | | |
| Média | 9,7 | 13,4 | 11,5 |
| DP | 5,0 | 8,6 | 7,2 |
| CV (%) | 51,2 | 64,2 | 62,9 |

Nota: CN = Campo nativo sem ação antrópica; CC = Campo nativo cultivado na forma de semeadura direta; CQ = Campo nativo queimado anualmente; DP = Desvio Padrão; CV (%) = Coeficiente de variação.

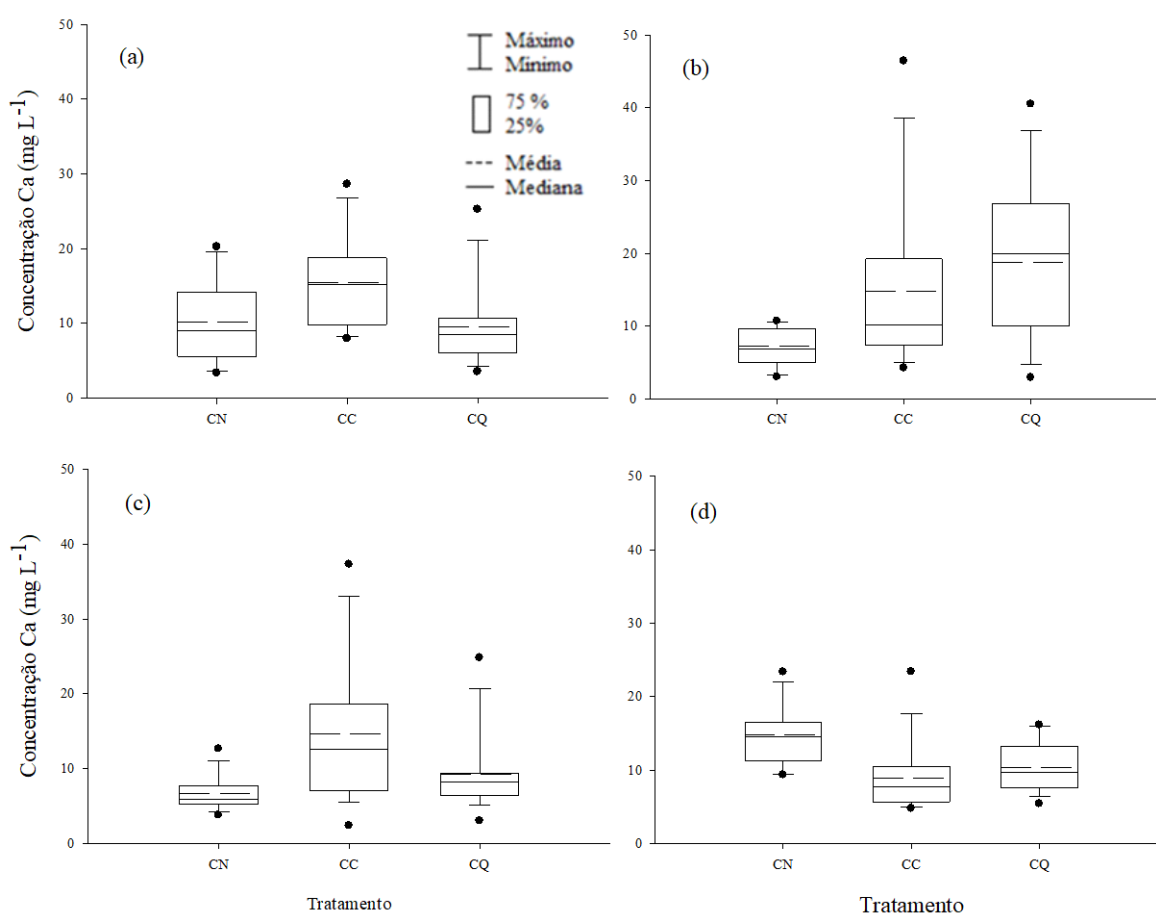
Fonte: Elaborada pela autora, 2019.

O tratamento CC apresentou valores de concentração de Ca superiores aos descritos por Bertol et al. (2017), que, em pesquisa realizada neste mesmo solo em semeadura direta, verificou concentração de Ca de 4,9 mg L⁻¹ para o período de outono/inverno e de 5,3 mg L⁻¹ para o de primavera/verão. Entretanto, Wolschick (2018), também neste solo, sob semeadura direta, obteve valor de 16,6 mg L⁻¹ para este elemento, valor superior ao obtido nesta pesquisa.

Durante o período correspondente ao cultivo da soja, os valores de Ca na água da enxurrada foram de 10,2 mg L⁻¹ para o tratamento CN (Figura 21a), 15,5 mg L⁻¹ para o tratamento CC e 9,6 mg L⁻¹ para o tratamento CQ. Para o período do cultivo do nabo, os valores foram de 7,2; 14,7 e 18,8 mg L⁻¹, respectivamente para os referidos tratamentos (Figura 21b).

No decorrer do cultivo do feijão, os valores de Ca foram de 6,6 mg L⁻¹ para o tratamento CN, 14,6 mg L⁻¹ para o CC e de 9,2 mg L⁻¹ para o tratamento CQ (Figura 21c). Durante o cultivo da ervilhaca, esses valores foram de 14,8 mg L⁻¹ para o CN, de 9,0 para o tratamento de CC e de 10,3 mg L⁻¹ para o CQ (Figura 21d).

Figura 21 - Concentração de cálcio (Ca) solúvel na água da enxurrada, observados nos cultivos da soja (a), nabo (b), feijão (c) e ervilhaca (d), nos tratamentos de Campo nativo sem ação antrópica (CN), Campo nativo cultivado na forma de semeadura direta (CC) e Campo nativo queimado anualmente (CQ), em Cambissolo Húmico em Lages – SC.



Fonte: Elaborada pela autora, 2019.

Em geral, observa-se concentração de Ca relativamente alta na água de enxurrada dos cultivos avaliados, destacando-se eventos nos quais a concentração deste nutriente ultrapassou 40 mg L⁻¹ (Figura 21b), o que poderia, eventualmente, ocasionar distúrbios nos ambientes de depósito de erosão, indicando a necessidade de contenção do escoamento superficial nessas áreas.

4.5.7.2 Concentração de magnésio (Mg)

A concentração de Mg solúvel na água de escoamento superficial apresentou valores de 1,7 mg L⁻¹ para o tratamento CN, de 2,8 mg L⁻¹ para o CC e de 2,2 mg L⁻¹ para o tratamento CQ (Tabela 20). A queima do campo nativo ocasionou um aumento de 1,3 vezes na concentração de Mg solúvel na enxurrada quando comparado ao campo não queimado (Tabela 20). Bellilas e Rodá (1993) não observaram aumento na concentração de Mg em áreas de pastagem submetidas à queima, quando comparadas a áreas não queimadas.

A concentração de magnésio solúvel no tratamento CC foi similar a alguns resultados encontrados na literatura. Em experimento realizado neste mesmo solo, sob semeadura direta, Bertol et al. (2017) encontraram valores de concentração de Mg de 2,05 mg L⁻¹, enquanto Wolschick (2018), encontrou valores de 3,37 mg L⁻¹.

Tabela 20 - Valores médios de concentração de magnésio (Mg) solúvel na água de enxurrada observados no período de 2016 a 2018 (média de duas repetições), em Cambissolo Húmico em Lages – SC.

| Tratamento | CN | CC | CQ |
|------------|--------------------------------|------|------|
| | mg L ⁻¹ | | |
| Média | 1,7 | 2,8 | 2,2 |
| DP | 0,6 | 1,5 | 1,3 |
| CV (%) | 34,4 | 54,9 | 56,3 |

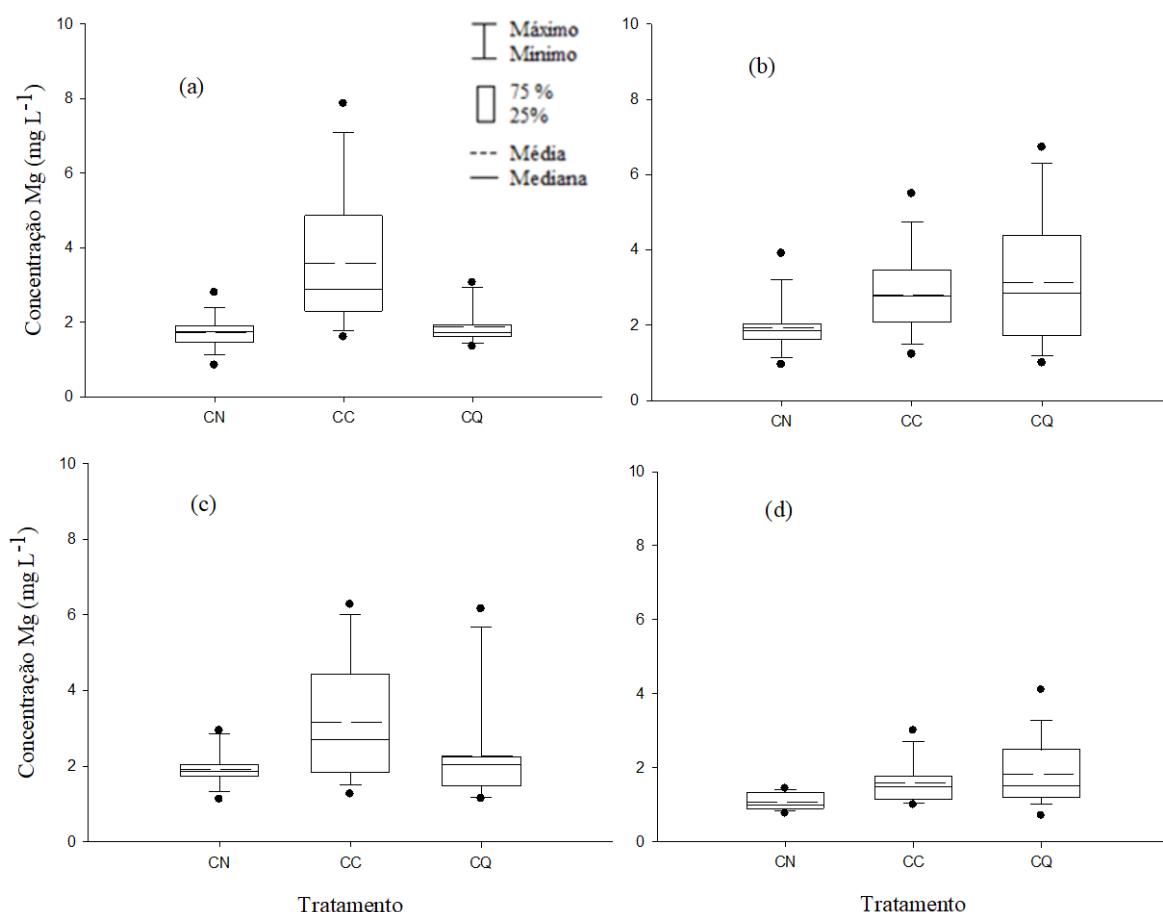
Nota: CN = Campo nativo sem ação antrópica; CC = Campo nativo cultivado na forma de semeadura direta; CQ = Campo nativo queimado anualmente; DP = Desvio Padrão; CV (%) = Coeficiente de variação. Fonte: Elaborada pela autora, 2019.

Os valores de concentração de Mg na água da enxurrada no período correspondente ao cultivo da soja, foram de 1,7 mg L⁻¹ para o tratamento CN (Figura 22a), 3,6 mg L⁻¹ para o de CC e 1,9 mg L⁻¹ para o tratamento CQ. No cultivo do nabo a concentração de Mg foi de 1,9; 2,8 e 3,1 mg L⁻¹ para os tratamentos CN, CC e CQ, respectivamente (Figura 22b). No decorrer do cultivo do feijão, os valores foram de 1,9 mg L⁻¹ para o CN, 3,2 mg L⁻¹ para o tratamento CC e 2,3 mg L⁻¹ para o tratamento CQ (Figura 22c). No cultivo da ervilhaca os valores foram de 1,1 mg L⁻¹, 1,6 mg L⁻¹ e 1,8 mg L⁻¹, respectivamente para os referidos tratamentos (Figura 22d).

A falta de um padrão de tendência nos dados de Mg, referentes aos tratamentos avaliados durante os diferentes períodos de avaliação, pode ser justificada pela não adição deste elemento ao solo, por meio de calcário, durante o período da pesquisa. Na maioria dos eventos

erosivos, observou-se baixas concentrações de Mg na água do escoamento, entretanto, a amplitude de variação dos valores entre si chegou próximo a 8 mg L^{-1} (Figura 22).

Figura 22 - Concentração de magnésio (Mg) solúvel na água da enxurrada, observados nos cultivos da soja (a), nabo (b), feijão (c) e ervilhaca (d), nos tratamentos de Campo nativo sem ação antrópica (CN), Campo nativo cultivado na forma de semeadura direta (CC) e Campo nativo queimado anualmente (CQ), em Cambissolo Húmico em Lages – SC.



Fonte: Elaborada pela autora, 2019.

As concentrações de Mg solúvel na água do escoamento foram menores do que as de Ca. Os valores de Ca solúvel apresentaram magnitude 5,2 vezes maior do que de Mg, na média geral dos cultivos e tratamentos. Este valor é semelhante ao obtido por Wolschick (2018) que observou valor de Ca 5,7 vezes superior ao de Mg, para a média geral de seis cultivos em semeadura direta, em área onde se realizou a correção do solo com calcário dolomítico. Bertol et al. (2017) em área de semeadura direta verificaram diferença de 1,7 vezes.

4.5.7.3 Concentração de fósforo (P)

A concentração de P solúvel na água de escoamento superficial apresentou valores de 0,71 mg L⁻¹ para o tratamento CN, 0,98 mg L⁻¹ para o CC e de 1,05 mg L⁻¹ para o tratamento CQ (Tabela 21).

Tabela 21 -Valores médios de concentração de fósforo (P) solúvel na água de enxurrada observados no período de 2016 a 2018 (média de duas repetições), em Cambissolo Húmico em Lages – SC.

| Tratamento | CN | CC | CQ |
|------------|--------------------------------|-------|-------|
| | mg L ⁻¹ | | |
| Média | 0,71 | 0,98 | 1,05 |
| DP | 0,7 | 1,0 | 1,2 |
| CV (%) | 96,8 | 105,4 | 113,4 |

Nota: CN = Campo nativo sem ação antrópica; CC = Campo nativo cultivado na forma de semeadura direta; CQ = Campo nativo queimado anualmente; DP = Desvio Padrão; CV (%) = Coeficiente de variação.

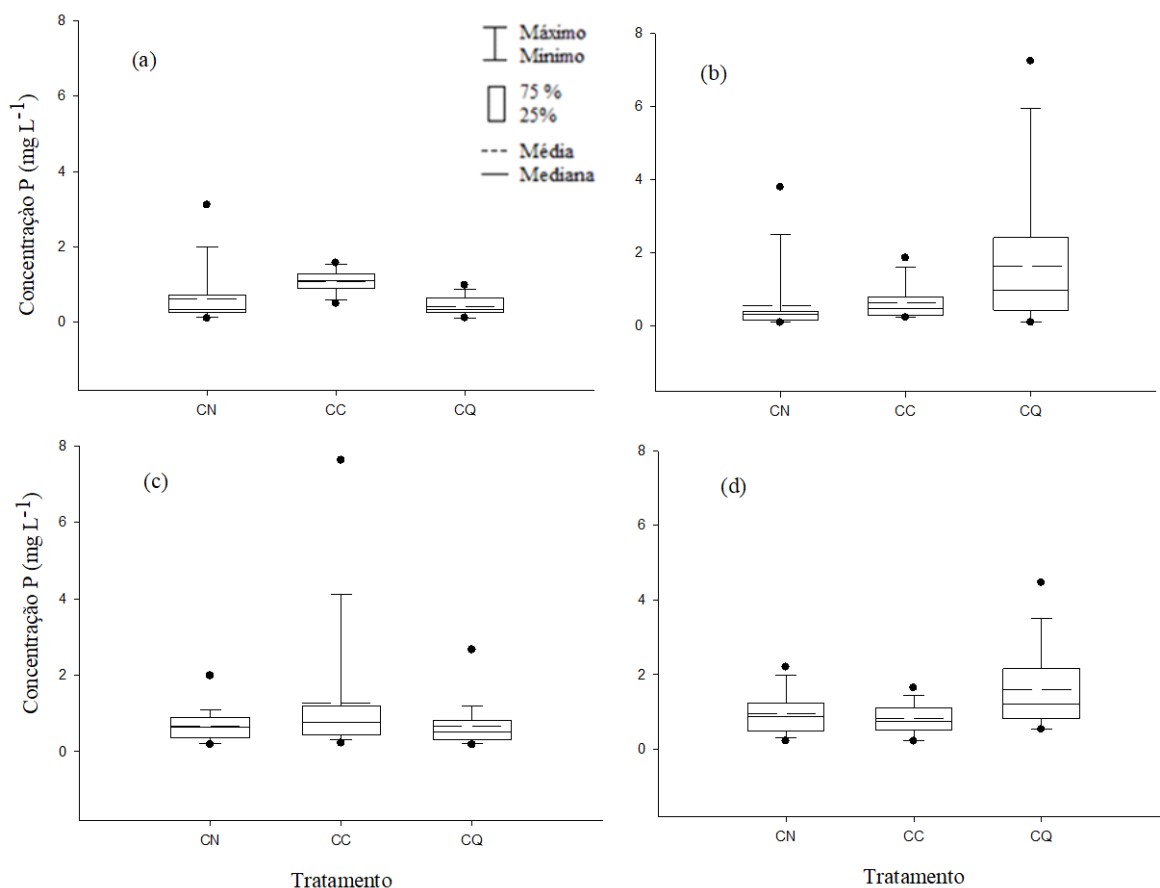
Fonte: Elaborada pela autora, 2019.

A queima do campo nativo propiciou aumento de 1,5 vezes na concentração média de P solúvel na água da enxurrada. Bertol et al. (2011a), em trabalho realizado com chuva simulada, observaram concentração de P na água do escoamento de 0,020 mg L⁻¹ para o tratamento de campo nativo e 0,640 mg L⁻¹ para o tratamento de campo nativo queimado. Para os autores, queima da fitomassa pela incidência do fogo propiciou um aumento de 32 vezes no teor de P na água da enxurrada, em relação à ausência de queima. É importante salientar que estas perdas de P relatadas por Bertol et al. (2011a) ocorreram em uma chuva simulada realizada imediatamente após a queima, período mais crítico para a perda de nutrientes, recém mineralizados pelo fogo e prontamente disponíveis para o transporte por escoamento superficial.

A concentração de P no escoamento superficial para o tratamento CC, apresentou valor levemente inferior aos valores obtidos por Bertol et al. (2017), de 1,30 mg L⁻¹ e por Wolschick (2018) de 1,5 mg L⁻¹, em estudos realizados em Cambissolo húmico conduzidos no sistema de semeadura direta. Entretanto, os valores médios de perda de P na água da enxurrada foram elevados para todos os tratamentos avaliados e a perda continuada de P, nessas concentrações, pode gerar danos ambientais. Vollenweider (1971) sugeriu 0,01 mg L⁻¹ como o nível crítico de P solúvel na água, isto é, se a concentração de P exceder esse valor nos lagos e reservatórios, pode ocorrer eutrofização.

Os valores médios de concentração de P na água da enxurrada correspondentes ao cultivo da soja foram de $0,6 \text{ mg L}^{-1}$ no tratamento CN (Figura 23a), $1,1 \text{ mg L}^{-1}$ no CC e de $0,4 \text{ mg L}^{-1}$ no tratamento CQ.

Figura 23 - Concentração de fósforo (P) solúvel na água da enxurrada, observados nos cultivos da soja (a), nabo (b), feijão (c) e ervilhaca (d), nos tratamentos de Campo nativo sem ação antrópica (CN), Campo nativo cultivado na forma de semeadura direta (CC) e Campo nativo queimado anualmente (CQ), em Cambissolo Húmico em Lages – SC.



Fonte: Elaborada pela autora, 2019.

Para o cultivo do nabo, os valores foram de $0,6$; $0,6$ e $1,6 \text{ mg L}^{-1}$ para os tratamentos CN, CC e CQ, respectivamente (Figura 23b).

No decorrer do cultivo do feijão (Figura 23c), os valores foram de $0,7 \text{ mg L}^{-1}$, $1,3 \text{ mg L}^{-1}$ e $0,7 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente para os referidos tratamentos, enquanto o cultivo da ervilhaca (Figura 23d) estes valores foram respectivamente de $1,0 \text{ mg L}^{-1}$, $0,8 \text{ mg L}^{-1}$ e de $1,6 \text{ mg L}^{-1}$ para os mesmos tratamentos.

Quantificando as concentrações de P na água do escoamento, em pesquisa realizada no cultivo da soja em semeadura direta, Bertol et al. (2007b) observaram valor de $1,0 \text{ mg L}^{-1}$,

concentração semelhante à observada no tratamento de campo nativo cultivado durante o ciclo da soja.

As concentrações de P em geral foram altas nos diferentes cultivos. Em determinados eventos erosivos, a concentração de P na enxurrada atingiu valores próximos a 8 mg L⁻¹ (Figura 23b). Ressalta-se que em todos os tratamentos avaliados, a concentração média de P solúvel na água de enxurrada foi superior aos valores de referência permitidos pela legislação. A resolução 357 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), de 2005, estabeleceu o valor crítico de 0,020 mg L⁻¹ para a concentração de P em água doce de ambiente lêntico, e 0,10 mg L⁻¹ em água doce de ambiente lótico, como sendo padrão para águas de classe I (CONAMA, 2005). O padrão para água doce de classe III, por outro lado, é 0,05 mg L⁻¹ em ambiente lêntico, 0,075 mg L⁻¹ em ambiente intermediário e de 0,15 mg L⁻¹ em ambiente lótico.

Um dos principais problemas ocasionados pela concentração elevada de P no escoamento superficial é a eutrofização das águas de superfície, como relatado por Shigaki et al. (2007) e Gebler et al. (2012). Salienta-se a necessidade de monitorar o transporte de nutrientes, especialmente de P, e a qualidade dos mananciais hídricos, e com isso tentar reduzir as perdas de P para enquadrar-se dentro dos limites estabelecidos pelas regulações vigentes.

4.5.7.4 Concentração de potássio (K)

A concentração de K solúvel na água de escoamento superficial apresentou valores médios de 11,4 mg L⁻¹ para o tratamento CN, seguido de 8,7 mg L⁻¹ para o CC e 22,7 mg L⁻¹ para o tratamento CQ (Tabela 22).

Tabela 22 - Valores médios de concentração de potássio (K) solúvel na água de enxurrada observados no período de 2016 a 2018 (média de duas repetições), em Cambissolo Húmico em Lages – SC.

| Tratamento | CN | CC | CQ |
|------------|-------|--------------------------------|-------|
| | | mg L ⁻¹ | |
| Média | 11,4 | 8,7 | 22,7 |
| DP | 12,1 | 6,9 | 42,7 |
| CV (%) | 106,1 | 78,9 | 187,8 |

Nota: CN = Campo nativo sem ação antrópica; CC = Campo nativo cultivado na forma de semeadura direta; CQ = Campo nativo queimado anualmente; DP = Desvio Padrão; CV (%) = Coeficiente de variação.
Fonte: Elaborada pela autora, 2019.

A queima do campo nativo propiciou aumento de 2 vezes na concentração média de K solúvel na água da enxurrada. Bellilas e Rodá (1993), observaram aumento de 4,4 vezes na concentração de K no escoamento superficial em áreas de pastagem queimadas quando

comparadas a áreas não queimadas. De acordo com Bodí et al. (2012), a incidência do fogo produz alterações no solo, devido ao aporte de carbonatos, cátions básicos e óxidos provenientes das cinzas. Este aporte de cinzas também gera um aumento de nutrientes, como o K. Bertol et al. (2011a), em trabalho realizado com chuva simulada, observaram concentração de K na água do escoamento de 3,81 mg L⁻¹ para o tratamento de campo nativo e 37,11 mg L⁻¹ para o tratamento de campo nativo queimado, resultando em um aumento de 9,7 vezes na concentração de K para o tratamento com da queima. Os autores afirmaram ainda, que no tratamento com queima, os primeiros momentos do escoamento superficial transportaram grande parte dos elementos solúveis na água, em especial sob chuvas de elevada intensidade. Entretanto, ao final de três horas de chuva simulada, os teores de K na água da enxurrada ainda eram relativamente elevados, atingindo a faixa de 10 mg L⁻¹ no tratamento com queima, evidenciando o efeito prejudicial da queima do campo na mineralização de K.

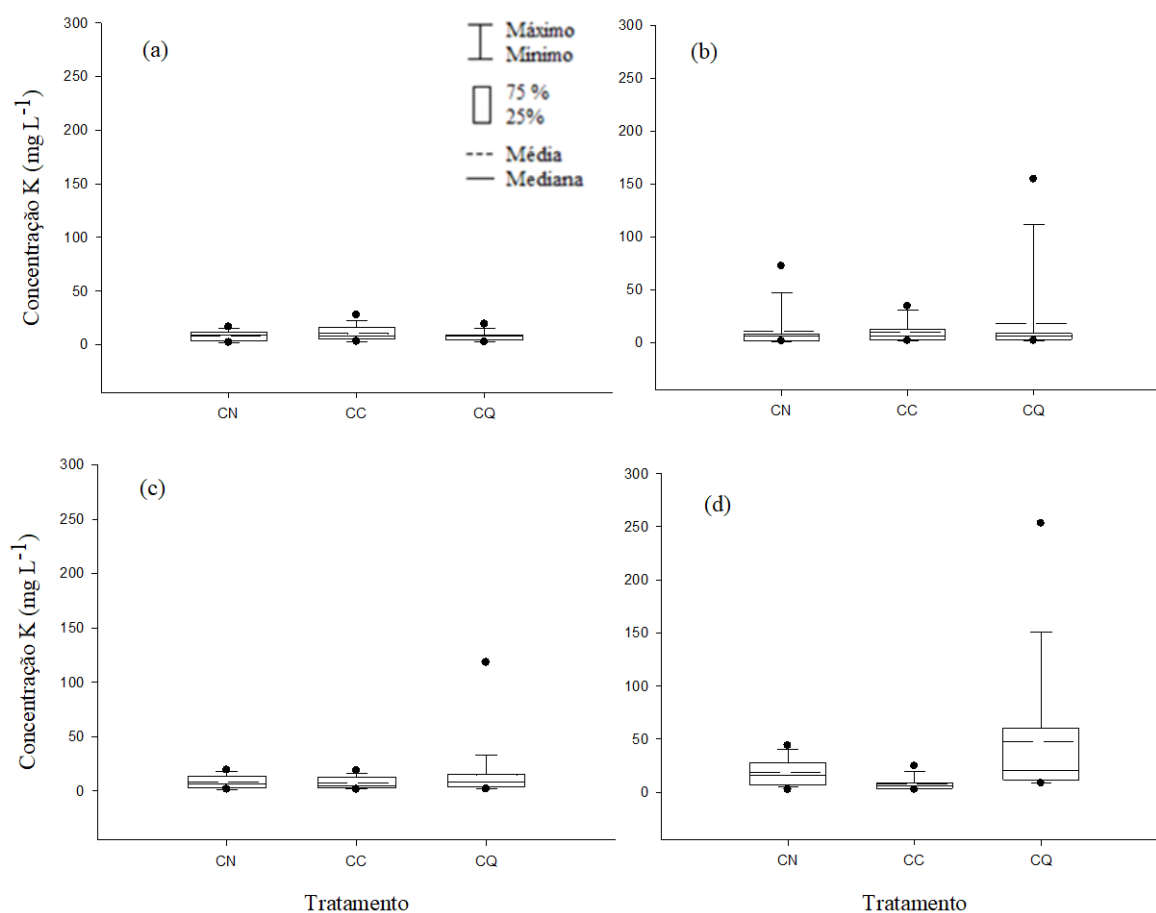
Em trabalhos realizados em sistema de semeadura direta, avaliando a concentração de K na água de escoamento, Bertol et al. (2017), observou valores de 13,9 mg L⁻¹ e Wolschick (2018), encontrou valores de 38,1 mg L⁻¹. Estes valores são 1,5 e 4,3 vezes maior, respectivamente, que a concentração de K no tratamento CC desta pesquisa. Elevados teores de K na água da enxurrada em semeadura direta foram observados também por Bertol et al. (2003), trabalhando com experimento de erosão sob chuva simulada em um Nitossolo Háplico e por Barbosa et al. (2009), trabalhando com experimento de erosão sob chuva simulada em um Cambissolo Húmico.

Durante o cultivo da soja, os valores médios de K na água da enxurrada foram de 7,9 mg L⁻¹ para no CN (Figura 24a), 10,4 mg L⁻¹ no tratamento CC e 8,0 mg L⁻¹ no CQ. No cultivo do nabo os valores foram de 10,5; 9,4 e 18,1 mg L⁻¹ para os mesmos tratamentos, respectivamente (Figura 24b).

Para o cultivo do feijão, os valores de concentração de K na água de enxurrada de 8,3 mg L⁻¹ para o CN, 7,7 mg L⁻¹ no tratamento CC e 15,0 mg L⁻¹ no tratamento CQ (Figura 24c). No decorrer do cultivo da ervilhaca, os valores foram respectivamente de 18,9 mg L⁻¹, 7,9 mg L⁻¹ e 47,8 mg L⁻¹ para os mesmos tratamentos (Figura 24d).

Quantificando a concentração de K no escoamento superficial, durante o crescimento da soja sob sistema de semeadura direta, Bertol et al. (2007b), observaram que o valor atingiu 15,8 mg L⁻¹, valor semelhante ao observado nesta pesquisa para a mesma cultura no tratamento CC, que foi de 10,4 mg L⁻¹ de K.

Figura 24 - Concentração de potássio (K) solúvel na água da enxurrada, observados nos cultivos da soja (a), nabo (b), feijão (c) e ervilhaca (d), nos tratamentos de Campo nativo sem ação antrópica (CN), Campo nativo cultivado na forma de semeadura direta (CC) e Campo nativo queimado anualmente (CQ), em Cambissolo Húmico em Lages – SC.



Fonte: Elaborada pela autora, 2019.

Em geral, a concentração de K no escoamento superficial foi similar nos distintos tratamentos e cultivos (Figura 24). No ciclo da soja não ocorreram eventos de chuva com capacidade para gerar concentração de K superior a 100 mg L⁻¹. Valores elevados de K na água de escoamento preocupam, especialmente do ponto de vista de empobrecimento do solo no local da erosão e de contaminação nos ambientes de depósito dos sedimentos e água da enxurrada.

4.6 CONCLUSÕES

As perdas de solo são numericamente maiores no solo cultivado em condição de semeadura direta implantada sobre o campo nativo sem mobilização mecânica prévia, enquanto as perdas de água são numericamente maiores no campo nativo sem ação antrópica.

As perdas médias de cálcio e magnésio são numericamente maiores no solo cultivado sob semeadura direta implantada sobre o campo nativo sem mobilização mecânica prévia, enquanto as perdas médias de fósforo e potássio são maiores no campo nativo submetido à queima.

A queima do campo nativo aumenta as perdas de solo pela erosão hídrica em relação ao campo nativo sem ação antrópica, enquanto as perdas de água não são afetadas pela queima.

A concentração média de cálcio, magnésio, fósforo e potássio na água de escoamento superficial é maior no tratamento de campo nativo submetido à queima, quando comparada ao campo nativo sem ação antrópica.

As perdas de solo não se relacionam com erosividade das chuvas, enquanto as perdas de água relacionam-se linear e positivamente com a altura de chuva.

REFERÊNCIAS

- ADAMS, J.; ARKIN, G. A Light Interception Method for Measuring Row Crop Ground Cover. **Soil Science Society of America Journal**, v. 41, n. 4, p. 789, 1977.
- AGOSTINETTO, D.; FERREIRA, F.B.; STOCH, G.; FERNANDES, F.F.; PINTO, J.J.O. Adaptação de espécies utilizadas para cobertura de solo no sul do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Agrociência**, v. 6, p. 47-52, 2000.
- AKESON, M.; SINGER, M. A preliminary length factor for erosion on steep slopes in Guatemala and its use to evaluate “curvas a nivel”. **Geoderma**, v. 33, n. 4, p. 265-282, 1984.
- AMARAL, A.; BERTOL, I.; COGO, N.; BARBOSA, F. Redução da erosão hídrica em três sistemas de manejo do solo em um Cambissolo Húmico da região do Planalto Sul-Catarinense. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 5, p. 2145-2155, 2008.
- ANDRADE, A.; MAFRA, Á.; BALDO, G.; DELA PICCOLLA, C.; BERTOL, I.; ALBUQUERQUE, J.A. Physical properties of a humic cambisol under tillage and cropping systems after twelve years. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 1, p. 219-226, 2010.
- ANDRADE, A.P.; MAFRA, A.L.; PICCOLLA, C.D.; ALBUQUERQUE, J.A. & BERTOL, I. Atributos químicos de um Cambissolo Húmico após 12 anos sob preparo convencional e semeadura direta em rotação e sucessão de culturas. **Ciência Rural**, v. 42, n. 5, p. 814-821, 2012.
- ANDRADE, R.S; STONE, L.F. Índice S como indicador da qualidade física de solos do cerrado brasileiro. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 13, p. 382-388, 2009.
- ARAÚJO, E.A.; RIBEIRO, G. Impactos do fogo sobre a entomofauna do solo em ecossistemas florestais. **Natureza e Desenvolvimento**, v. 1, n. 1, p. 75-85, 2005.
- ARNÁEZ, J.; LANA-RENAULT, N.; LASANTA, T.; RUIZ-FLAÑO, P.; CASTROVIEJO, J. Effects of farming terraces on hydrological and geomorphological processes. A review. **Catena**, v. 128, p. 122– 134, 2015.
- BADIA, D.; MARTÍ, C. Plant ash and heat intensity effects on chemical and physical properties of two contrasting soils. **Arid Land Research and Management**, n. 17, p. 23-41, 2003.
- BAGARELLO, V.; FERRO, V. Analysis of soil loss data from plots of differing length for the Sparacia experimental area, Sicily, Italy. **Biosystems Engineering**, v. 105, n. 3, p. 411-422, 2010.
- BAGIO, B.; BERTOL, I.; WOLSCHICK, N.; SCHNEIDERS, D.; SANTOS, M. Water Erosion in Different Slope Lengths on Bare Soil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 41, p.1-15, 2017.

- BARBOSA, F. **Comprimento crítico de declive relacionado à erosão hídrica, em diferentes tipos e doses de resíduo em duas direções de semeadura direta**. Lages, Universidade do Estado de Santa Catarina, 2011. 100p. (Tese de Doutorado).
- BARBOSA, F.; BERTOL, I.; LUCIANO, R.; GONZALEZ, A. Phosphorus losses in water and sediments in runoff of the water erosion in oat and vetch crops seed in contour and downhill. **Soil and Tillage Research**, v. 106, n. 1, p. 22-28, 2009.
- BARBOSA, F.; BERTOL, I.; WERNER, R.S.; RAMOS, J.C.; RAMOS, R.R. Comprimento crítico de declive relacionado à erosão hídrica, em três tipos e doses de resíduos em duas direções de semeadura direta. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, p. 1279-1290, 2012.
- BARETTA, D.; SANTOS, J.; FIGUEIREDO, S.; KLAUBERG-FILHO, O. Efeito do monocultivo de Pinus e da queima do campo nativo em atributos biológicos do solo no Planalto Sul Catarinense. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, n. 5, p. 715-724, 2005.
- BEHLING, H.; JESKE-PIERUSCHKA, V.; SCHÜLER, L.; PILLAR, V.D. **Dinâmica dos campos no sul do Brasil durante o Quaternário Tardio**. In: V. Pillar; S. Müller; Z. Castilhos A. Jacques; Campos Sulinos: Conservação e Uso Sustentável da Biodiversidade. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. p. 13-25, 2009.
- BELLILAS, C.M.; F. RODA. The effects of fire on water quality, dissolved nutrient losses and the export of particulate matter from dry heathland catchments. **Journal of Hydrology**, v. 150, p. 1-17, 1993.
- BENCKE, G. **Diversidade e conservação da fauna dos Campos do Sul do Brasil**. In: V. Pillar; S. Müller; Z. Castilhos A. Jacques; Campos Sulinos: Conservação e Uso Sustentável da Biodiversidade. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. p. 101-121, 2009.
- BERTOL, I. **Comprimento crítico de declive para preparos conservacionistas de solo**. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. 185p. (Tese de Doutorado).
- BERTOL, I.; CIPRANDI, O.; KURTZ, C.; BAPTISTA, A. S. Persistência dos resíduos culturais de aveia e milho sobre a superfície do solo em semeadura direta. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 22, p. 705-712, 1998.
- BERTOL, I., COGO, N.P., LEVIEN, R. Erosão hídrica em diferentes preparos do solo logo após as colheitas de milho e trigo, na presença e ausência de resíduos culturais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 21, n. 3, p. 409-418, 1997.
- BERTOL, I.; ALMEIDA, J.A. Tolerância de perda de solo por erosão para os principais solos do estado de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 24, p. 657-668, 2000.

- BERTOL, I.; BARBOSA, F.T.; BERTOL, C.; LUCIANO, R.V. Water infiltration in two cultivated soils in Southern Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, p. 573-88, 2015.
- BERTOL, I.; BARBOSA, F.T.; FABIAN, E.L.; PEGORARO, R.; ZAVASCHI, E.; PAZ GONZÁLEZ, A. & VIDAL VÁZQUEZ, E. Escoamento superficial em diferentes sistemas de manejo em um Nitossolo Háptico típico. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 12, n. 3, p. 243–250, 2008a.
- BERTOL, I.; BEUTLER, J.F.; LEITE, D. & BATISTELA, O. Propriedades físicas de um Cambissolo Húmico afetadas pelo tipo de manejo do solo. **Scientia Agricola**, v. 58, p. 555-560, 2001.
- BERTOL, I.; COGO, N.; SCHICK, J.; GUDAGNIN, J.; AMARAL, A. Aspectos financeiros relacionados às perdas de nutrientes por erosão hídrica em diferentes sistemas de manejo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 1, p. 133-142, 2007a.
- BERTOL, I.; ENGEL, F.; MAFRA, A.; BERTOL, O.; RITTER, S. 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, 2007b.
- BERTOL, I.; GOBBI, E.; BARBOSA, F.T.; PAZ-FERREIRO, J.; RAMOS, J.C.; WERNER, R.S. Erosão hídrica em campo nativo sob diversos manejos: perdas de água e solo e de fósforo, potássio e amônio na água de enxurrada. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 4, p. 1421-1430, 2011a.
- BERTOL, I.; LEITE, D.; GUADAGNIN, J.; RITTER, S. Erosão hídrica em um Nitossolo Háptico submetido a diferentes sistemas de manejo sob chuva simulada. II - Perdas de nutrientes e carbono orgânico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, n. 6, p. 1045-1054, 2004.
- BERTOL, I.; LUCIANO, R.; BERTOL, C.; BAGIO, B. Nutrient and Organic Carbon Losses, Enrichment Rate, and Cost of Water Erosion. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 41, p.1-15, 2017.
- BERTOL, I.; MELLO, E.; GUADAGNIN, J.; ZAPAROLLI, A.; CARRAFA, M. Nutrient losses by water erosion. **Scientia Agricola**, v. 60, n. 3, p. 581-586, 2003.
- BERTOL, I.; MIQUELUTTI, D.J. Perdas de solo, água e nutrientes reduzidas pela cultura do milho. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 28, p. 1205-1213, 1993.
- BERTOL, I.; SCHICK, J.; BATISTELA, O.; LEITE, D.; AMARAL, A. Erodibilidade de um Cambissolo Húmico Alumínico léptico, determinada sob chuva natural entre 1989 e 1998 em Lages (SC). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 26, n. 2, p. 465-471, 2002.

- BERTOL, I.; ZOLDAN JUNIOR, W.A.; FABIAN, E.L.; ZAVASCHI, E.; PEGORARO, R.; PAZ GONZÁLES, A. Efeito de escarificação e da erosividade de chuvas sobre algumas variáveis de valores de erosão hídrica em sistemas de manejo de um Nitossolo Háplico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 2, p. 747-757, 2008b.
- BERTOL, O. J.; RIZZI, N. E.; BERTOL, I.; ROLOFF, G. Perdas de solo e água e qualidade do escoamento superficial associadas à erosão entre sulcos em área cultivada sob semeadura direta e submetida às adubações mineral e orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p. 781-792, 2007c.
- BERTOL, O.J.; RIZZI, N.E.; FEY, E.; LANA, M.C. Perda de nutrientes via escoamento superficial no sistema plantio direto sob adubação mineral e orgânica. **Ciência Rural**, v. 41 n. 11, p. 1914-1920, 2011b.
- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. São Paulo: Ícone Editora, 355p., 2010.
- BERTONI, J.; PASTANA, F.I.; LOMBARDI NETO, F.; BENATTI JR, R. **Conclusões gerais das pesquisas sobre conservação do solo no Instituto Agrônômico**. Campinas: Circular técnica n. 20, 56p., 1972.
- BEUTLER, J.F.; BERTOL, I.; VEIGA, M. & WILDNER, L.P. Perdas de solo e água num latossolo vermelho aluminoférrico submetido a diferentes sistemas de preparo e cultivo sob chuva natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, p. 509-517, 2003.
- BEZERRA, S.A.; CANTALICE, J.R.B. Erosão entressulcos em diferentes condições de cobertura vegetal de solo, sob cultivo da cana-de-açúcar. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.30, n.3, p. 565-573, 2006.
- BLAKE, G.R.; HARTGE, K.H. Bulk density. In: KLUTE, A. (Ed.). **Methods of soil analysis: physical and mineralogical methods**. 2. ed. Madison, American Society of Agronomy, p. 363- 375, 1986.
- BISOTTO, V.; FARIAS, A.D. **Algumas considerações sobre a cultura do soja**. In: 29 Reunião de pesquisa da soja na região Sul. Indicações técnicas para a cultura da soja no Rio Grande do Sul e em Santa Catarina 2001/2002. p. 7-17, 2001. Porto Alegre: FEPAGRO.
- BODÍ, M.; CERDÀ, A.; MATAIX-SOLERA, J.; DOERR, S.H. Efectos de los incendios forestales en la vegetación y el suelo en la cuenca mediterránea: revisión bibliográfica. **Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles**, v. 58, p. 33– 55, 2012.
- BOLDO, E.L.; BRUNETTO, A.; SIMIONI, G.L.; SARTORI, M.; BUTZKE, A.; SPECHT, A.; LOVATEL, J.L.; SCUR, L. e WASUM, R.A. O uso do fogo como prática agropastoril na microrregião homogênea dos campos de cima da serra: análise da situação atual e busca de um modelo sustentável. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 1, p. 875-878, 2006.

- BOLDRINI, I.I. **A flora dos campos do Rio Grande do Sul**. In: V. Pillar; S. Müller; Z. Castilhos A. Jacques; Campos Sulinos: Conservação e Uso Sustentável da Biodiversidade. p. 63-77, 2009. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.
- BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Regras para análise de sementes**. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Defesa Agropecuária. Brasília, DF: Mapa/ACS, 395p., 2009.
- BRYAN, R. B. Soil erodibility and processes of water erosion on hillslope. **Geomorphology**, v. 32, p. 385-415, 2000.
- CABEDA, M.S.V. **Computations of storms EI values**. West Lafayette, Purdue University. (Não publicado), 6 p., 1976.
- CALONEGO, J.C.; GIL, F.C.; ROCCO, V.F.; SANTOS, E.A. dos. Persistência e liberação de nutrientes da palha de milho, braquiária e labe-labe. **Bioscience Journal**, v. 28, p. 770-781, 2012.
- CANTALICE, J.R.B.; CASSOL, E.A.; REICHERT, J.M.; BORGES, A.L.O. Hidráulica do escoamento e transporte de sedimentos em sulcos em solo franco-argilo-arenoso. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, n. 4, p. 597-607, 2005.
- CARDOSO, E.L.; CRISPIM, S.M.A.; RODRIGUES, S.A.G.; BARIONI JÚNIOR, W. Efeitos da queima na dinâmica da biomassa aérea de um campo nativo no Pantanal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 38, n. 6, p. 747-752, 2003.
- CHEN D, WEI W.; CHEN, L. Effects of terracing practices on water erosion control in China: A meta-analysis. **Earth-Science Reviews**, v. 173, p. 109-121, 2017.
- COGO, N.P. **Conceitos e princípios científicos envolvidos no manejo de solo para fins de controle da erosão hídrica**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 21., Campinas, 1988. Anais. Campinas, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1988. p. 251-262.
- COGO, N.P. **Effect of residue cover, tillage-induced roughness and slope length on erosion and related parameters**. Indiana, Purdue University, West Lafayette, 1981. 346p. (Tese de Doutorado).
- COGO, N.P. Uma contribuição à metodologia de estudo das perdas de erosão em condições de chuva natural. I. Sugestões gerais, medição dos volumes, amostragem e quantificação de solo e água da enxurrada (1ª aproximação). In: **encontro nacional de pesquisa sobre conservação do solo**, 2., Passo Fundo, 1978. Anais... Passo Fundo: Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. p.75-98, 1978.
- COGO, N.P.; LEVIEN, R.; SCHWARZ, R.A. Perdas de solo e água por erosão hídrica influenciadas por métodos de preparo, classes de declividade e níveis de fertilidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, p. 743-753, 2003.

- CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 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. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 18 mar. 2005. DOU nº 053, p. 58-63
- CQFS - COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO – RS/SC. **Manual de adubação e calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina**. Porto Alegre: CQFS RS/SC, 375p., 2016.
- DECHEN, S.C.F.; TELLES, T.S.; GUIMARÃES, M.F.; DE MARIA, I.C. Losses and costs associated with water erosion according to soil cover rate. **Bragantia**, v. 74, p. 224-233, 2015.
- DOERR, S.H.; SHAKESBY, R.A.; WALSH, R.P.D Soil water repellency: its causes, characteristics and hydro-geomorphological significance. **Earth-Science Reviews**, v. 51, p. 33-35, 2000.
- DU, P.; WALLING, D. Using ¹³⁷Cs measurements to investigate the influence of erosion and soil redistribution on soil properties. **Applied Radiation and Isotopes**, v. 69, n. 5, p. 717-726, 2011.
- ELLISON, W.D. **Soil erosion studies**. Agricultural Engineering, St. Joseph, v. 28, p.145-147, 197-201, 245-248, 297-300, 349-351, 402-405, 442-444, 1947.
- ELTZ, F. L. F. **Perdas por erosão sob precipitação natural em diferentes manejos de solo e coberturas vegetais**. I. solo da unidade de mapeamento São Jeronimo primeira etapa experimental. Porto Alegre : UFRGS, 1977. 97p. (Dissertação Mestrado).
- FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. **Status of the World's Soil Resources (SWSR). Main Report**. Food and Agriculture Organization of the United Nations and Intergovernmental. Technical Panel on Soils. Rome, Italy. 648p., 2015.
- FAO. **Soil erosion: the greatest challenge to sustainable soil management**. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO. Rome. 2019. 100 pp.
- FERREIRA, A.; COELHO, C.; RITSEMA, C.; BOULET, A.; KEIZER, J. Soil and water degradation processes in burned areas: Lessons learned from a nested approach. **Catena**, v. 74, n. 3, p. 273-285, 2008.
- FERREIRA, A.J.D.; COELHO, C.O.A.; SHAKESBY, R.A.; WALSH, R.P.D. Sediment and solute yield in forest ecosystems affected by fire and rip-ploughing techniques, Central Portugal: a plot and catchment analysis approach. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 22, p. 309-314, 1997.
- FERREIRA, M. M. **Caracterização física do solo**. In: Lier, Q. J. van (ed.). Física do solo. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2010. p.1-27.
- FORSYTHE, W. **Física de suelos: manual de laboratorio**. Ithaca, New York: University Press, 324p., 1975.

- FOSTER, G.R.; MEYER, L.D. **Mathematical simulation of upland erosion by fundamental erosion mechanics**. In: USDA-ARS (Ed.) Present and prospective technology for predicting sediment yields and sources. Washington, p. 190-207 (ARS-S, 40). 1972.
- FOSTER, G.R.; MOLDENHAUER, W.C.; WISCHMEIER, W.H. Transferability of US technology for prediction and control of erosion in the tropics. In: Soil Erosion and Conservation in the Tropics, Special Publication 43. **American Society of Agronomy**, p. 135-149. 1982.
- GASCHO, G.J.; WAUCHOPE, R.D. e DAVIS, J.G. Nitrate-Nitrogen, Soluble, and Bioavailable Phosphorus Runoff from Simulated Rainfall After Fertilizer Application. **Soil Science Society of America Journal**, v. 62, n. 6, p. 1711, 1998.
- GBUREK, W.; SHARPLEY, A. Hydrologic Controls on Phosphorus Loss from Upland Agricultural Watersheds. **Journal of Environment Quality**, v. 27, n. 2, p. 267, 1998.
- GE, F.; ZHANG, J.; SU, Z.; NIE, X. Response of changes in soil nutrients to soil erosion on a purple soil of cultivated sloping land. **Acta Ecologica Sinica**, v. 27, n. 2, p. 459-463, 2007.
- GEBLER, L.; BERTOL, I.; RAMOS, R.R.; LOUZADA, J.A.S.; MIQUELLUTI, D.J. Fósforo reativo: Arraste superficial sob chuvas simuladas para diferentes coberturas vegetais. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, p. 99-107, 2012.
- GIRARDI-DEIRO, A.M.; MOTA, A.F.; GONÇALVES, J.O.N. Efeito do corte de plantas lenhosas sobre o estrato herbáceo da vegetação da Serra do Sudeste, RS, Brasil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 29, p. 1823-1832, 1994.
- GREGORICH, E.; ANDERSON, D. Effects of cultivation and erosion on soils of four toposequences in the Canadian prairies. **Geoderma**, v. 36, n. 3-4, p. 343-354, 1985.
- HERINGER, I.; JACQUES, A.V.A.; BISSANI, C.A.; TEDESCO, M. Características de um latossolo vermelho sob pastagem natural sujeita à ação prolongada do fogo e de práticas alternativas de manejo. **Ciência Rural**, v. 32, p. 309-314, 2002.
- HERNANI, L.C. et al. Perdas por erosão e rendimentos de soja e de trigo em diferentes sistemas de preparo de um Latossolo Roxo de Dourados (MS). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 21, p. 667-676, 1997.
- HESTER, J.; THUROW, T.; TAYLOR, C. Hydrologic Characteristics of Vegetation Types as Affected by Prescribed Burning. **Journal of Range Management**, v. 50, n. 2, p. 199-204, 1997.
- HOFFMANN, W. Fire and Population Dynamics of Woody Plants in a Neotropical Savanna: Matrix Model Projections. **Ecology**, v. 80, n. 4, p. 1354, 1999.
- HOLZ, D. J.; WILLIARD, K. W. J.; EDWARDS, P. J.; SCHOONOVER, J. P. Soil Erosion in Humid Regions: A Review. **Journal of Contemporary Water Research & Education**, n. 154, p. 48-59, 2015.

- HU, Y.; FISTER, W.; KUHN, N. Temporal Variation of SOC Enrichment from Interrill Erosion over Prolonged Rainfall Simulations. **Agriculture**, v. 3, n. 4, p. 726-740, 2013.
- HUDSON, N.W. **Soil conservation**. 3.ed. Ithaca, New York: Cornell University Press, 392p., 1995.
- IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Produção agrícola municipal**. IBGE, v. 45, 8p., 2018.
- IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Produção agrícola municipal**. IBGE, v. 42, 100p., 2015.
- JACQUES, A.V.A. A queima das pastagens naturais – efeitos sobre o solo e a vegetação. **Ciência Rural**, v. 33, p. 177-181, 2003.
- JOHANSEN, M.P.; HAKONSON, T.E.; BRESHEARS, D.D. Post-fire runoff and erosion from rainfall simulation: contrasting forests with shrublands and grasslands. **Hydrological Processes**, v. 15, p. 2953-2965, 2001.
- KEMPER, W.D.; CHEPIL, W.S. **Size distribution of aggregation**. In: BLACK, C.A. ed. Methods of soil analysis. Madison: American Society of Agronomy, p. 499-510, 1965.
- KINNELL, P.I.A. Raindrop-impact-induced erosion processes and prediction: a review. **Hydrological Processes**, v. 19, p. 2815–2844, 2005.
- KNICKER, H. How does fire affect the nature and stability of soil organic nitrogen and carbon? A review. **Biogeochemistry**, v. 85, p. 91–118, 2007.
- KOHNKE, H. **Soil physics**. New York: McGraw-Hill, 224p., 1968.
- LAFLEN, J.M. & COLVIN, T.S. Effect of crop residue on soil loss from continuous row cropping. **Transactions of the American Society Agriculture Engineer**, v. 24, p. 605-609, 1981.
- LAL, R. Effects of slope length on erosion of some alfisols in Western Nigeria. **Geoderma**, v. 33, n. 3, p. 181-189, 1984.
- LAL, R. Effects of slope length on runoff from alfisols in Western Nigeria. **Geoderma**, v. 31, n. 3, p. 185-193, 1983.
- LAL, R. **Effects of slope length, slope gradient, tillage methods and cropping systems on runoff and soil erosion on a tropical Alfisol: preliminar results**. Proceedings of the Porto Alegre Symposium, Sedimen Budgets, IAHS Publ. n.174, 1988.
- LAL, R. Soil degradative effects of slope length and tillage method on alfisols in Western Nigeria II. Soil chemical properties, plant nutrient loss and water quality. **Land Degradation e Development**, v. 8, n. 3, p. 221-244, 1997.

- LANGDALE, G.W.; LEONARD, R.A.; THOMAS, A.W. Conservation practices effects on phosphorus losses from Southern Piedmont watersheds. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 40, p. 157-160, 1985.
- LANZANOVA, M.E.; NICOLOSO, R.S.; LOVATO, T.; ELTZ, F.L.F; AMADO, T.J.C. & REINERT, D.J. Atributos físicos do solo em sistemas de integração lavoura-pecuária sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p. 1131-1140, 2007.
- LÁZARO, R.L.; COSTA, A.C.T. SILVA, K.F.; SARTO, M.V.M.; DUARTE JÚNIOR, J;B. Produtividade de milho cultivado em sucessão à adubação verde. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 43, p. 3-17, 2013.
- LEITE, D.; BERTOL, I.; GUADAGNIN, J.C.; SANTOS, E.J. & RITTER, S.R. Erosão hídrica em um Nitossolo Háptico submetido a diferentes sistemas de manejo sob chuva simulada. I - Perdas de solo e água. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, n. 5, p. 1033-1044, 2004.
- LI, S.; LOBB, D.; LINDSTROM, M. Tillage translocation and tillage erosion in cereal-based production in Manitoba, Canada. **Soil and Tillage Research**, v. 94, n. 1, p. 164-182, 2007.
- MARCHÃO, R.L.; BALBINO, L.C.; SILVA, E.M.; SANTOS JUNIOR, J.D.G.; SÁ, M.A.C.; VILELA, L.; BECQUER, T. Qualidade física de um Latossolo Vermelho sob sistemas de integração lavoura-pecuária no Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 42, p. 873-882, 2007.
- McISAAC, G. F.; MITCHEL, J. K.; HIRSCHI, M. C. Dissolved phosphorous concentrations in runoff from simulated rainfall on corn and soybean tillage systems. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 50, p. 383-387, 1995.
- MELLO, E.L.; BERTOL, I.; ZAPAROLLI, V. & CARRAFA, M.R. Perdas de solo e água em diferentes sistemas de manejo de um Nitossolo Háptico submetido à chuva simulada. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, p. 901-909, 2003.
- MEYER, L. D.; FOSTER, G. R.; NIKOLOV, S. Effect of Flow Rate and Canopy on Rill Erosion. **Transactions of the ASAE**, v. 18, n. 5, p. 0905-0911, 1975.
- MOREIRA, A. Effects of fire protection on savanna structure in Central Brazil. **Journal of Biogeography**, v. 27, n. 4, p. 1021-1029, 2000.
- MORENO-DE-LAS-HERAS, M.; LINDENBERGER, F.; LATRON, J.; LANA-RENAULT, N.; LLORENS, P.; ARNÁEZ, J.; ROMERO-DÍAZ, A.; GALLART, F. Hydro-geomorphological consequences of the abandonment of agricultural terraces in the Mediterranean region: Key controlling factors and landscape stability patterns. **Geomorphology**, v.333, p.73–91, 2019.

- MURPHY, J.; e 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.
- NABINGER, C.; MORAES, A.; MARASCHIN, G.E. **Campos in Southern Brazil**. In: Lemaire, G.; Hodgson, J.G.; Moraes, A.; Maraschin, G.E. Grassland ecophysiology and grazing ecology. Curitiba: CABI Publishing Wallingford. p.355-376. 2000.
- NEARY, D. G.; KLOPATEK, C.C.; DEBANO, L F.; FFOLLIOTT, P.F. Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. **Forest Ecology and Management**, n. 122, p. 51-71, 1999.
- OLIVEIRA, P.T.S., WENDLAND, E., NEARING, M.A. Rainfall erosivity in Brazil: A Review. **Catena**, v. 100, p. 139-147, 2013.
- OVERBECK, G.E., BOLDRINI, I.L., CARMO, M.R.B., GARCIA, E.N., MORO, R.S., PINTO, C.E., TREVISAN, R., ZANNIN, A. Fisionomia dos Campos. In: Os campos do Sul. Pillar, V.P., Lange, O. Rede Campos Sulinos. 192p. 2015.
- OVERBECK, G.E.; MÜLLER, S.C.; FIDELIS, A.; PFADENHAUER, J.; PILLAR, V.D.P.; BLANCO, C.C.; BOLDRINI, I.I.; BOTH, R.; FORNECK, E.D. **Os Campos Sulinos: um bioma negligenciado**. In: V. Pillar; S. Müller; Z. Castilhos A. Jacques; Campos Sulinos: Conservação e Uso Sustentável da Biodiversidade. p.26-41, 2009. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.
- PANACHUKI, E.; BERTOL, I.; ALVES SOBRINHO, T.; OLIVEIRA, P.T.S.; RODRIGUES, D.B.B. Perdas de solo e de água e infiltração de água em Latossolo vermelho sob sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, p. 1777-1785, 2011.
- PANAGOS, P., BALLABIO, C., BORRELLI, P., MEUSBURGER, K., KLIK, A., ROUSSEVA, S., TADIC, M. P., MICHAELIDES, S., HRABALIKOVA, M., OLSEN, P., JUHA AALTO, J.; LAKATOS, M.; RYMSZEWICZ, A.; DUMITRESCU, A.; BEGUERÍA, S.; ALEWELL, C. Rainfall erosivity in Europe. **Science Total Environment**, v. 511, p. 801-814, 2015a.
- PANAGOS, P.; BORRELLI, P.; MEUSBURGER, K.; ALEWELL, C.; LUGATO, E.; MONTANARELLA, L. Estimating the soil erosion cover-management factor at the European scale. **Land Use Policy**, v. 48, p. 38-50, 2015b.
- PAPIERNIK, S.K.; LINDSTROM, M.J.; SCHUMACHER, J.A.; FARENHORST, A.; STEPHANS, K.D.; SCHUMACHER, T.E.; LOBB, D.A. Variation in soil properties and crop yield across an eroded prairie landscape. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 60, p. 388-395, 2005.
- PAPIERNIK, S.K.; LINDSTROM, M.J.; SCHUMACHER, T.E.; SCHUMACHER, J.A.; MALO, D.D.; LOBB, D.A. Characterization of soil profiles in a landscape affected by long-term tillage. **Soil and Tillage Research**, v. 93, n. 2, p. 335-345, 2007.

- PARSONS, A.J., BRAZIER, R.E., WAINWRIGHT, J., POWELL, D.M., Scale relationships in hillslope runoff and erosion. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 31, p. 1384–1393, 2006.
- PENNOCK, D.; ANDERSON, D.; DE JONG, E. Landscape-scale changes in indicators of soil quality due to cultivation in Saskatchewan, Canada. **Geoderma**, v. 64, n. 1-2, p. 1-19, 1994.
- PILLAR V.P., BOLDRINI I.I., HASENACK H., JACQUES A.V.A., BOTH R., MÜLLER S., EGGERS L., FIDELIS A.T., SANTOS M.M.G., OLIVEIRA J.M., CERVEIRA J., BLANCO C.C., JONER F., CORDEIRO J.L.F.; PINILLOS GALINDO M. 2006. Estado atual e desafios para a conservação dos campos/ Relatório. Porto Alegre: UFRGS. [<http://www.ecologia.ufrgs.br/ecologia/campos/finalcampos.htm>]
- RAMOS, J. C. **Cobertura e rugosidade da superfície na proposição de indicadores de qualidade de um Cambissolo Húmico relacionados ao controle da erosão hídrica**. Lages, Universidade do Estado de Santa Catarina. 202p. 2015. (Tese de Doutorado)
- RAMOS, J.C.; BERTOL, I.; BARBOSA, F. T.; MARIOTI, J.; WERNER, R.S. Influência das condições de superfície e do cultivo do solo na erosão hídrica em um Cambissolo húmico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, n. 5, p. 1587-1600, 2014.
- REICHERT, J.M.; REINERT, D.J. & BRAIDA, J.A. Qualidade dos solos e sustentabilidade de sistemas agrícolas. **Ciência & Ambiente**, v.27, p.29-48, 2003.
- REJMAN, J.; USOWICZ, B.; & DEBICKI, R. Source of errors in predicting soil erodibility with USLE. **Polish Journal of Soil Science**, n. 32, v.1, p.13–22, 1999.
- RENARD, K.G. et al. **Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the revised universal soil loss equation (RUSLE)**. (Agricultural Handbook, 8) Washington: USDA, 1997.
- RHEINHEIMER, D.S.; SANTOS, J.C.P.; FERNANDES, V.B.B.; MAFRA, A.L.; ALMEIDA, J.A. Modificações nos atributos químicos de solo sob campo nativo submetido à queima. **Ciência Rural**, v. 33 p. 49-55, 2003.
- RODRIGUES, S.A. **Erosão hídrica em diferentes comprimentos de declive em condição de semeadura direta**. Lages, Universidade do Estado de Santa Catarina, 2017. 58p. (Dissertação de Mestrado).
- SANTOS, H.G.; JACOMINE, P.K.T.; ANJOS, L.H.C.; OLIVEIRA, V.A.; OLIVEIRA, J.B.; COELHO, M.R.; LUMBRERAS, J.F.; CUNHA, T.J.F. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 3 ed. Brasília: Embrapa Solos, 353p., 2013.
- SCHACHT, W.; STUBBENDIECK, J.; BRAGG, T.; SMART, A.; DORAN, J. Soil Quality Response of Reestablished Grasslands to Mowing and Burning. **Journal of Range Management**, v. 49, n. 5, p. 458, 1996.

- SCHICK, J. **Fatores R e K da USLE e perdas de solo e água em sistemas de manejo sobre um Cambissolo Húmico em Lages, SC.** Lages, Universidade do Estado de Santa Catarina, 2014. 149p. (Tese de Doutorado).
- SCHICK, J.; BERTOL, I.; BALBINOT JÚNIOR, A.; BATISTELA, O. Erosão hídrica em Cambissolo Húmico Alumínico submetido a diferentes sistemas de preparo e cultivo do solo: II. perdas de nutrientes e carbono orgânico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 24, n. 2, p. 437-447, 2000a.
- SCHICK, J.; BERTOL, I.; BATISTELA, O.; BALBINOT JÚNIOR, A. Erosão hídrica em Cambissolo Húmico Alumínico submetido a diferentes sistemas de preparo e cultivo do solo: I. perdas de solo e água. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 24, n. 2, p. 427-436, 2000b.
- SCHICK, J.; BERTOL, I.; COGO, N. P.; PAZ GONZALEZ, A. Erosividade das chuvas de Lages, Santa Catarina. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, n. 6, p. 1890-1905, 2014.
- SCHICK, J.; BERTOL, I.; BARBOSA, F.T.; MIQUELLUTI, D.J.; COGO, N.P. Water erosion in a long-term experiment with different soil management systems. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 41, p. 1-13, 2017.
- SCHNEIDERS KAUFMANN, D. **Influência do dejetos líquido de suínos em atributos do solo, na erosão hídrica, no escoamento subsuperficial e no transporte de nutrientes.** Lages, Universidade do Estado de Santa Catarina, 2017. 171p. (Tese de Doutorado).
- SCHOONOVER, J. E.; CRIM, J. F. An introduction to soil concepts and the role of soils in watershed management. **Journal of Contemporary Water Research & Education**, n. 154, p. 21-47, 2015.
- SCHRÖDER, P.; HUBER, B.; OLAZÁBAL, U.; KÄMMERER, A.; MUNCH, J. Land use and sustainability: FAM Research Network on Agroecosystems. **Geoderma**, v. 105, n. 3-4, p. 155-166, 2002.
- SERRASOLSAS, I.; KHANNA, P.K. Changes in heated and autoclaved forest soils of S.E. Australia. II. Phosphorus and phosphatase activity. **Biogeochemistry**, v. 29, p. 25-41, 1995.
- SHAKESBY, R.; DOERR, S. Wildfire as a hydrological and geomorphological agent. **Earth-Science Reviews**, v. 74, n. 3-4, p. 269-307, 2006.
- SHARPLEY, A. Managing agricultural phosphorus to minimize water quality impacts. **Scientia Agricola**, v. 73, p. 1-8, 2016.
- SHARPLEY, A. The Selection Erosion of Plant Nutrients in Runoff. **Soil Science Society of America Journal**, v. 49, n. 6, p. 1527, 1985.
- SHIGAKI, F.; SHARPLEY, A.; PROCHNOW, L.I. Rainfall intensity and phosphorus source effects on phosphorus transport in surface runoff from soil trays. **Science Total Environmental**, v. 373, p. 334-343, 2007,

- SILVA, R.L.; DE MARIA, I.C. Erosão em sistema plantio direto: influência do comprimento de rampa e da direção de semeadura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, n. 6, p. 554-561, 2011.
- SOUZA, V.; BERTOL, I.; WOLSCHICK, N. Effects of Soil Management Practices on Water Erosion under Natural Rainfall Conditions on a Humic Dystrudept. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 41, p. 1-14, 2017.
- SWANSON, F. J. Fire and Geomorphic Processes. In: MOONEY, H. A. et al (Org.). Fire regimes and ecosystem properties. General Technical Report, v. 26, p. 401-420, 1981.
- TEDESCO, M.J.; Análises de solo, plantas e outros materiais. ed. 2, Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 174p., 1995.
- VOLLENWEIDER, R.A. **Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication**. Paris, Organization for Economic Cooperation and Development (OECD), 1971. Technical Report
- WANG, B.; ZHENG, F.; RÖMKENS, M.J.M.; DARBOUX, F. Soil erodibility for water erosion: a perspective and Chinese experiences. **Geomorphology**, v.187, p.1–10, 2013.
- WATANABE, S. H.; TORMENA, C. A.; ARAÚJO, M. A.; VIDIGAL FILHO, P. S.; PINTO, J. C.; COSTA, A. C. S.; MUNIZ, A. S. Propriedades físicas de um Latossolo Vermelho distrófico influenciadas por sistemas de preparo do solo utilizados para implantação da cultura da mandioca. **Acta Scientiarum**, v. 24, p. 1255-1264, 2002.
- WERLE, R.; GARCIA, R. A.; ROSOLEM, C. A. Lixiviação de potássio em função da textura e da disponibilidade do nutriente no solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 6, p. 2297-2305, 2008.
- WISCHMEIER, W.H.; SMITH, D.D. **Predicting rainfall erosion losses: A guide to conservation planning**. Washington, USDA, 58p. (Agriculture Handbook, 537). 1978.
- WISCHMEIER, W.H.; SMITH, D.D. Rainfall energy and its relationships to soil loss. **Transactions - American Geophysical Union**, v. 39, p. 285-291, 1958.
- WOLSCHICK, N.H. **Reflexos na erosão hídrica e nos atributos físicos e químicos de um cambissolo húmico após a conversão de sistemas de manejo para a semeadura direta**. Lages, Universidade do Estado de Santa Catarina, 2018. 138p. (Tese de Doutorado).
- WOLSCHICK, N.H.; BARBOSA, F.T.; BERTOL, I.; SANTOS, K.F.; WERNER, R.S.; BAGIO, B. Cobertura do solo, produção de biomassa e acúmulo de nutrientes por plantas de cobertura. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, Lages, v. 15, n. 2, p. 134-143, 2016.
- WREGE, M.S. et al. (Editores técnicos) **Atlas climático da Região Sul do Brasil: Estados do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul**. Pelotas: Embrapa Clima Temperado; Colombo: Embrapa Florestas, v.1. 332 p. 2011.

XING, W.; YANG, P.; REN, S.; AO, C.; LI, X.; GAO, W. Slope length effects on processes of total nitrogen loss under simulated rainfall. **Catena**, v. 139, p. 73-81, 2016.

ZHANG, X.C.J.; ZHEN, F.L.; CHEN, J.; GARBRECHT, J.D. Characterizing detachment and transport processes of interrill soil erosion. **Geoderma**, v. 376, p. 1-15, 2020.

ZIECH, A. R. D.; CONCEIÇÃO, P. C.; LUCHESE, A. V.; BALIN, N. M.; CANDIOTTO, G.; GARMUS, T. G. Proteção do solo por plantas de cobertura de ciclo hibernar na região Sul do Brasil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 50, n. 5, p. 374-382, 2015.

ZINGG, A. W. Degree and length of land slope as it affects soil loss in runoff. **Agricultural Engineering**, v. 21, p. 59-64, 1940.