

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

**EROSÃO BRUTA E PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS  
EM BACIA HIDROGRÁFICA SOB PLANTIO DIRETO  
NO PLANALTO DO RIO GRANDE DO SUL**

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO**

**Elizeu Jonas Didoné**

**Santa Maria, RS, Brasil.**

**2013**



**EROSÃO BRUTA E PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS EM  
BACIA HIDROGRÁFICA SOB PLANTIO DIRETO NO  
PLANALTO DO RIO GRANDE DO SUL**

**Elizeu Jonas Didoné**

Dissertação apresentada ao curso de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Área de Concentração em Ciência do Solo, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM/RS), como requisito parcial para obtenção do grau de  
**Mestre em Ciência do Solo**

**Orientador: Dr. Jean Paolo Gomes Minella**

**Santa Maria, RS, Brasil.**

**2013**

Ficha catalográfica elaborada através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Central da UFSM, com os dados fornecidos pelo (a) autor (a).

Didoné, Elizeu Jonas

Erosão bruta e produção de sedimentos em bacia hidrográfica sob plantio direto no planalto do Rio Grande do Sul / Elizeu Jonas Didoné - 2013.

228p; 30cm

Orientador: Jean Paolo Gomes Minella

Dissertação (mestrado)- Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, RS, 2013

1. Bacia hidrográfica 2. Erosão bruta 3. Transferência de sedimentos 4. Produção de sedimentos 5. Plantio direto  
I. Minella, Jean Paolo Gomes Minella II. Título.

**Universidade Federal de Santa Maria  
Centro de Ciências Rurais  
Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solos**

**A Comissão Examinadora, abaixo assinada,  
aprova a Dissertação de Mestrado**

**EROSÃO BRUTA E PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS EM BACIA  
HIDROGRÁFICA SOB PLANTIO DIRETO NO PLANALTO DO RIO  
GRANDE DO SUL**

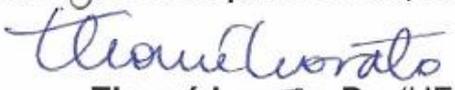
Elaborada por,  
**Elizeu Jonas Didoné**

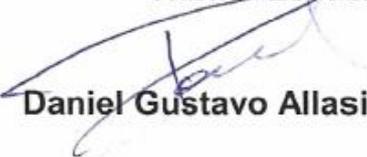
Como requisito parcial para obtenção do grau de  
**Mestre em Ciência do Solo**

**COMISSÃO EXAMINADORA**

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

  
**Gustavo Henrique Mertem, Dr. (UFRGS)**

  
**Thomé Lovato, Dr. (UFSM)**

  
**Daniel Gustavo Allasia Piccilli, Dr. (UFSM)**

**Santa Maria, 28 de fevereiro de 2013**



“O professor que desperta entusiasmo em seus alunos consegue algo que nenhuma soma de métodos sistematizados, por mais corretos que sejam, pode obter”

“A meta da vida não é a perfeição, mas o eterno processo de aperfeiçoamento, amadurecimento, refinamento”

**(John Dewey)**

“A coragem da vida é uma magnífica mistura de triunfo e tragédia, o homem faz o que deve fazer apesar das consequências pessoais, apesar dos obstáculos, dos perigos e das pressões, esse é o fundamento de toda moralidade”.

**(John F. Kennedy)**



## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço a G.A.D.U. pela oportunidade de viver este momento.

Agradeço minha família pelo apoio sempre prestado nas minhas decisões e escolhas.

Agradeço à Universidade Federal de Santa Maria pelo ensino público e gratuito que forneceu a base de conhecimento para realização desse trabalho de mestrado.

Agradeço aos colegas e amigos do Departamento de Solos com quem convivi desde 2006 quando ingressei no departamento como voluntário, pelos momentos de amizade, conquistas e ensinamentos.

Agradeço aos colegas e professores do programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, pelos ensinamentos e amizade.

Agradeço aos amigos que sempre me ajudaram, ouviram e apoiaram.

Agradeço a todo Grupo das Bacias Hidrográficas, pelas trocas de conhecimento e colaboração laboratório e a campo, contribuindo nos momentos de dificuldade com descontração e superação. Obrigada a todos vocês.

Agradeço em especial ao professor e orientador Jean P. G. Minella, pela dedicação e trabalho intenso, por toda orientação e paciência infinita. Pelo conhecimento compartilhado e a disponibilidade de tempo para conversas, discussões e sugestões sempre pertinentes. Por mostrar caminhos e incentivar a busca de novos conhecimentos e novas “idéias”, voltadas não somente à ciência, mas também ao crescimento pessoal. A você Jean minha eterna consideração e admiração.

A minha esposa Patrícia Didoné, pelo companheirismo nos momentos de angústia, pelos valiosos conselhos, motivação e dedicação. Pela força na realização desse trabalho, sendo gigante no suporte e apoio e que durante tantos momentos de altos e baixos sempre esteve ao meu lado. Ter você ao meu lado faz cada segundo valer a pena.



## RESUMO

Dissertação de Mestrado  
Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo  
Universidade Federal de Santa Maria

### **EROSÃO BRUTA E PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS EM BACIA HIDROGRÁFICA SOB PLANTIO DIRETO NO PLANALTO DO RIO GRANDE DO SUL**

AUTOR: ELIZEU JONAS DIDONÊ  
ORIENTADOR: JEAN PAOLO GOMES MINELLA  
DATA E LOCAL DA DEFESA: 28 de fevereiro de 2013, Santa Maria.

O impacto da agricultura nos recursos hídricos tem sido enfoque para problemas associados ao assoreamento de reservatórios, depauperamento da qualidade da água, reduzida infiltração e armazenamento de água no solo, formação de enxurradas e baixa disponibilidade hídrica em períodos de estiagem. Neste sentido a estimativa da erosão bruta e o monitoramento da produção de sedimentos refletem a dinâmica que ocorre nas bacias vertentes e os processos observados nos rios. Estudos de processos erosivos em áreas agrícolas sob produção de grãos em sistema plantio direto são incipientes na escala de bacia hidrográfica. Este estudo estimou a erosão bruta e a produção de sedimentos em uma grande bacia agrícola que representa o processo de produção de grãos e o seu potencial reflexo sobre a degradação dos solos e o impacto nos recursos hídricos. A bacia se localiza no planalto Riograndense caracterizada por solos profundos e intemperizados e relevo suave ondulado. A estimativa da erosão bruta foi realizada com o modelo RUSLE acoplado a um Sistema de Informação Geográfica, onde os atributos de solo, clima, relevo, uso e manejo foram espacializados para toda a área de drenagem da bacia (800 km<sup>2</sup>). A bacia em questão é drenada pelo rio Conceição que engloba os municípios de Cruz Alta e Boa Vista do Cadeado, dentre outros. O monitoramento hidrossedimentométrico foi realizado durante vinte meses com instrumentos automáticos, coletas de amostras diárias e amostras durante eventos de chuva-vazão. As variáveis monitoradas foram precipitação, vazão, turbidez e concentração de sedimentos em suspensão. A partir desse conjunto de dados foi estimada a produção de sedimentos no período, bem como estabelecida uma curva-chave de sedimentos utilizada para a extrapolação da PS para a última década. Os resultados médios da erosão bruta da bacia estão na ordem de 8 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> e a produção de sedimentos média foi de 140 t km<sup>-2</sup> ano<sup>-1</sup>, gerando valores de razão de entrega de sedimentos de 17,5%. A partir da variabilidade temporal e espacial dos resultados, o trabalho procura salientar os processos erosivos operantes nessa escala e as implicações para os programas de manejo e conservação de água e solo para regiões semelhantes.

**Palavras-chaves:** Bacia hidrográfica. Erosão bruta. Transferência de sedimento. Produção de sedimentos. Plantio direto.



## ABSTRACT

Masters Dissertation  
Soil Science Graduate Program  
Federal University of Santa Maria

### GROSS EROSION AND SEDIMENT YIELD IN A NO-TILLAGE CATCHMENT ON THE RIO GRANDE DO SUL PLATEAU

AUTHOR: Elizeu Jonas Didoné  
ADVISOR: Jean Paolo Gomes Minella  
EVALUATION DATE AND VENUE: Santa Maria, February, 28<sup>st</sup>, 2012.

The impact of agriculture on water resources has been a focus for problems associated with reservoir siltation, depletion of water quality, reduced infiltration and soil water storage, formation of floods and low water availability during drought periods. In this sense the estimation of gross erosion and sediment yield monitoring reflect the dynamic that occurs in catchments and the processes observed in the rivers. Studies of erosion in grain crop agricultural areas using no-tillage systems are scarce at catchment scale. Thus, this study estimated gross erosion and sediment yield in a large catchment representative of grain crop cultivation and its potential impacts on land degradation and consequent impacts on water resources. The catchment is located on the Riograndense plateau characterized by deep and weathered soils and landscape is gently sloping. Gross erosion estimation was performed with the RUSLE model along with a Geographic Information System where the attributes of soil, climate, landscape, and land use and management were spatialized for the entire drainage area of the catchment (800 km<sup>2</sup>). The catchment is drained by the Conceição River, which includes towns such as Cruz Alta and Ijuí, among others. The hydrossedimentometric monitoring was carried out for twenty months with automatic instruments, daily sample collection and sampling during rainfall-runoff events. The variables monitored were rainfall, flow, turbidity and suspended sediment concentration. From this data set sediment yield was estimated for the period and a sediment discharge rating curve was established to extrapolate sediment yield for the last decade. The average results of gross erosion for the catchment are in the order of 8 t ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup> and average sediment yield was 140 mg km<sup>-2</sup> year<sup>-1</sup>, generating sediment delivery ratio values of 17.5 %. From the temporal and spatial variability of the results, this study seeks to highlight the erosion processes operating at this scale and the implications for management and water and soil conservation programs for similar regions.

**Keywords:** Catchment. Gross erosion. Sediment transfer. Sediment yield. No-tillage.



## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 –	Localização da área de estudo a nível de Brasil, estado e representação da bacia hidrográfica da bacia do rio Conceição.....	58
Figura 2 –	Representação dos principais solos da bacia do rio Conceição. ....	68
Figura 3 –	Representação do modelo numérico de elevação MNE da bacia do rio Conceição. ....	70
Figura 4 –	Classificação da área com os principais usos.....	72
Figura 5 –	Representação do fator P para diferentes inclinações do terreno.....	89
Figura 6 –	Rígido diagrama para a estimativa da taxa de entrega de sedimentos.....	98
Figura 7 –	Diagrama para converter percentagem da área em proporção de entrega de sedimentos (Forest Service, 1980). ....	99
Figura 8 –	Mapa do Fator K para os principais solos da bacia do rio.....	106
Figura 9 –	Mapa do fator LS para a bacia do rio Conceição. ....	108
Figura 10 –	Mapa do fator C que corresponde ao cenário soja/aveia/milho. ....	110
Figura 11 –	Mapa do fator C que corresponde ao cenário soja/pastagem/soja ....	112
Figura 12 –	Mapa do fator C que corresponde ao cenário soja/pousio/trigo. ....	113
Figura 13 –	Mapa do fator C que corresponde ao cenário soja/pousio/aveia. ....	115
Figura 14 –	Mapa do fator C que corresponde ao cenário soja/solo exposto/soja.....	117
Figura 15 –	Mapa do fator C que corresponde ao cenário soja/solo exposto/milho.....	119
Figura 16 –	Representação do fator P para diferentes inclinações do terreno.....	120
Figura 17 –	Histograma de distribuição de frequência das classes de erosão para o cenário $C_1R_1$ .....	122
Figura 18 –	Simulação da perda de solo para o cenário I com fator erosividade $R_1$ . ....	123
Figura 19 –	Histograma de distribuição de frequência das classes de erosão para o cenário $C_1R_2$ .....	124
Figura 20 –	Simulação da perda de solo para o cenário I com fator erosividade $R_2$ . ....	124
Figura 21 –	Histograma de distribuição de frequência das classes de erosão para o cenário $C_2R_1$ .....	125
Figura 22 –	Simulação da perda de solo para o cenário II com fator erosividade $R_1$ . ....	126
Figura 23 –	Histograma de distribuição de frequência das classes de erosão para o cenário $C_2R_2$ .....	127

Figura 24 – Simulação da perda de solo para o cenário II com fator erosividade $R_2$ .	127
Figura 25 – Histograma de distribuição de frequência das classes de erosão para o cenário $C_3R_1$ .	128
Figura 26 – Simulação da perda de solo para o cenário III com fator erosividade $R_1$ .	129
Figura 27 – Histograma de distribuição de frequência das classes de erosão para o cenário $C_3R_2$ .	130
Figura 28 – Simulação da perda de solo para o cenário III com fator erosividade $R_2$ .	130
Figura 29 – Histograma de distribuição de frequência das classes de erosão para o cenário $C_4R_1$ .	131
Figura 30 – Simulação da perda de solo para o cenário IV com fator erosividade $R_1$ .	132
Figura 31 – Histograma de distribuição de frequência das classes de erosão para o cenário $C_4R_2$ .	133
Figura 32 – Simulação da perda de solo para o cenário IV com fator erosividade $R_2$ .	133
Figura 33 – Histograma de distribuição de frequência das classes de erosão para o cenário $C_5R_1$ .	134
Figura 34 – Simulação da perda de solo para o cenário V com fator erosividade $R_1$ .	135
Figura 35 – Histograma de distribuição de frequência das classes de erosão para o cenário $C_5R_2$ .	136
Figura 36 – Simulação da perda de solo para o cenário V com fator erosividade $R_2$ .	137
Figura 37 – Histograma de distribuição de frequência das classes de erosão para o cenário $C_6R_1$ .	138
Figura 38 – Simulação da perda de solo para o cenário VI com fator erosividade $R_1$ .	138
Figura 39 – Histograma de distribuição de frequência das classes de erosão para o cenário $C_6R_2$ .	139
Figura 40 – Simulação da perda de solo para o cenário VI com o fator erosividade $R_2$ .	140
Figura 41 – Representação média da descarga líquida para o período de monitoramento no rio Conceição.	147
Figura 42 – Representação média diária da descarga sólida CSS ( $g L^{-1}$ ) para o período de monitoramento do rio Conceição.	155
Figura 43 – Representação média diária da descarga líquida para o período de monitoramento no rio Conceição.	155

Figura 44 – Curva-chave de sedimento para rio Conceição, com dado diário de vazão obtido através do posto da ANA. (Agência Nacional de Águas) e coleta de eventos .....	161
Figura 45 – Dados históricos de produção de sedimento PS obtidos com a aplicação da curva-chave de sedimento, bem como a precipitação para o período de 10anos. ....	163
Figura 46 – Representação de duas condições distintas que ocorrem na bacia do rio Conceição com ocorrência de evento (A) e uma condição de seca (B).....	172
Figura 47 – Hietograma, hidrograma e sedimentograma para o evento ocorrido em 24/03/2011 na bacia do rio Conceição. ....	172
Figura 48 – Hietograma, hidrograma e sedimentograma para o evento ocorrido em 14/04/2011 na bacia do rio Conceição. ....	173
Figura 49 – Hietograma, hidrograma e sedimentograma para o evento ocorrido em 07/11/11 na bacia de Conceição. ....	173
Figura 50 – Hietograma, hidrograma e sedimentograma para o evento ocorrido em 28/07/2012 na bacia do rio Conceição. ....	174
Figura 51 – Hietograma, hidrograma e sedimentograma para o evento ocorrido em 01/10/2012 na bacia do rio Conceição. ....	174
Figura 52 – Hietograma, hidrograma e sedimentograma para o evento ocorrido em 26/10/2012 na bacia do rio Conceição. ....	175



## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Principais solos pertencentes a bacia do rio Conceição com a representação das frações granulométricas. ....	66
Tabela 2 – Principais solos da bacia do rio Conceição com os teores de dos óxidos de ferro e alumínio. ....	67
Tabela 3 – Divisão em área dos principais solos da bacia do Rio Conceição. ....	68
Tabela 4 – Representação da distribuição do uso do solo em frações de área. ....	73
Tabela 5 – Exemplo de cenário para a determinação das variáveis do fator C através da simulação do cenário Soja/pousio/trigo. ....	76
Tabela 6 – Exemplo de cenário para determinação do feito da cobertura viva para o cenário de Soja/pousio/trigo. ....	77
Tabela 7 – Exemplo de cálculo do efeito da cobertura por resíduos para o cenário Soja/pousio/trigo. ....	80
Tabela 8 – Exemplo do cálculo do feito do uso anterior para o cenário de Soja/pousio/trigo. ....	83
Tabela 9 – Exemplo do cálculo da rugosidade da superfície para o cenário de soja/pousio/trigo. ....	85
Tabela 10 – Valores atribuídos para o fator P em diferentes sistemas de uso. ....	86
Tabela 11 – Efeito da declividade e comprimento de rampa para a semeadura em nível na alteração do fator P. ....	87
Tabela 12 – Valores para as práticas de apoio do fator P. ....	88
Tabela 13 – Eficiência do plantio direto de acordo com o caimento da linha de plantio. ....	88
Tabela 14 – Cálculo do fator P para as diferentes declividades e eficiências do plantio em nível. ....	89
Tabela 15 – Equações da taxa de transferência de sedimento (SDR) usadas em diferentes trabalhos pelo mundo, com os respectivos autores e variáveis. ....	97
Tabela 16 – Valores calculados para entrada no diagrama para converter percentagem da área em proporção de entrega de sedimentos. ....	99
Tabela 17 – Valores médios mensais de precipitação para os anos 2011 e 2012 para a bacia do Rio Conceição. ....	102
Tabela 18 – Índice de erosividade dos últimos 10 anos e do ano de 2011 que compreende o período de monitoramento. ....	104
Tabela 19 – Valores mensais do índice de erosividade $EI_{30}$ ( $MJ\ mm\ ha^{-1}\ h^{-1}$ ) para a bacia do rio Conceição RS, para o período de 1961-2012. ....	104
Tabela 20 – Valores para o fator C calculados com representação de vários cenários que foram evidenciados na bacia do Rio Conceição. ....	109

Tabela 21 – Determinação das variáveis do fator C através da simulação do cenário I Soja/aveia/milho.....	110
Tabela 22 – Determinação das variáveis do fator C através da simulação do cenário II Soja/pastagem/soja.....	111
Tabela 23 – Determinação das variáveis do fator C através da simulação do cenário III Soja/pousio/trigo. ....	113
Tabela 24 – Determinação das variáveis do fator C através da simulação do cenário IV Soja/pousio/aveia. ....	114
Tabela 25 – Determinação das variáveis do fator C através da simulação do cenário V Soja/ solo exposto/soja.....	116
Tabela 26 – Determinação das variáveis do fator C através da simulação do cenário VI Soja/solo exposto/milho.....	118
Tabela 27 – Distribuição das classes de erosão com quantificação da erosão bruta do cenário $C_1R_1$ . ....	122
Tabela 28 – Distribuição das classes de erosão com quantificação da erosão bruta do cenário $C_1R_2$ . ....	123
Tabela 29 – Distribuição das classes de erosão com quantificação da erosão bruta do cenário $C_2R_1$ . ....	125
Tabela 30 – Distribuição das classes de erosão com quantificação da erosão bruta do cenário $C_2R_2$ . ....	126
Tabela 31 – Distribuição das classes de erosão com quantificação da erosão bruta do cenário $C_3R_1$ . ....	128
Tabela 32 – Distribuição das classes de erosão com quantificação da erosão bruta do cenário $C_3R_2$ . ....	129
Tabela 33 – Distribuição das classes de erosão com quantificação da erosão bruta do cenário $C_4R_1$ . ....	131
Tabela 34 – Distribuição das classes de erosão com quantificação da erosão bruta do cenário $C_4R_2$ . ....	132
Tabela 35 – Distribuição das classes de erosão com quantificação da erosão bruta do cenário $C_5R_1$ . ....	134
Tabela 36 – Distribuição das classes de erosão com quantificação da erosão bruta do cenário $C_5R_2$ . ....	136
Tabela 37 – Distribuição das classes de erosão com quantificação da erosão bruta do cenário $C_6R_1$ . ....	137
Tabela 38 – Distribuição das classes de erosão com quantificação da erosão bruta do cenário $C_6R_2$ . ....	139
Tabela 39 – Representação da erosão bruta EB para diferentes simulações.....	141
Tabela 40 – Valores médios mensal da descarga líquida para o período do monitoramento na bacia do rio Conceição. ....	145
Tabela 41 – Média diária da concentração de sedimentos em suspensão (CSS) para o ano de 2011.....	150

Tabela 42 – Média diária da concentração de sedimentos em suspensão (C <sub>ss</sub> ) para o ano de 2012. ....	151
Tabela 43 – Valores mensais de precipitação e da produção de sedimentos para a bacia hidrográficas do Rio Conceição para o período monitorado. .	158
Tabela 44 – Precipitação média (mm) e produção de sedimentos (t km <sup>-2</sup> ) para 10 anos, e para o ano do monitoramento de 2011na bacia do Rio Conceição. ....	162
Tabela 45 – Precipitação média (mm), produção de sedimentos (t km <sup>-2</sup> ano <sup>-1</sup> ) e escoamento superficial para 10 anos da bacia do rio Conceição. ....	164
Tabela 46 – Variáveis hidrossedimentológicas dos eventos monitorados na bacia do rio Conceição. ....	170
Tabela 47 – Principais valores para SDR calculados para a bacia. ....	180
Tabela 48 – Valores de produção de sedimentos calculadas a partir da erosão bruta nos diferentes cenários e para diferentes valores de SDR. ....	181
Tabela 49 – Estimativa do SDR através de valores de erosão bruta mínima, média e máximo bem como a erosão bruta provável. ....	182



# SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO .....</b>	<b>25</b>
<b>1.1 Hipóteses .....</b>	<b>27</b>
<b>1.2 Objetivos .....</b>	<b>27</b>
1.2.1 Objetivo geral .....	27
1.2.2 Objetivos específicos.....	27
<b>2 REVISÃO DE LITERATURA .....</b>	<b>29</b>
<b>2.1 Deficiência do sistema plantio direto (SPD) .....</b>	<b>29</b>
<b>2.2 Características do solo afetadas pelo manejo do solo .....</b>	<b>35</b>
<b>2.3 Reflexos do manejo sobre os processos hidrológicos .....</b>	<b>40</b>
<b>2.4 Erosão e a produção de sedimentos .....</b>	<b>43</b>
<b>2.5 Técnicas de monitoramento e modelagem da erosão na escala de bacia... 48</b>	
2.5.1 Monitoramento de bacia hidrográfica .....	48
2.5.2 Taxa de transferência de sedimentos (SDR).....	50
2.5.3 Modelagem matemática .....	52
<b>3 MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>57</b>
<b>3.1 Localização, clima, solos e uso da região de estudo.....</b>	<b>57</b>
<b>3.2 Elementos para a determinação da erosão bruta.....</b>	<b>63</b>
3.2.1 Erosividade.....	64
3.2.2 Erodibilidade.....	65
3.2.3 Fator topográfico .....	69
3.2.4 Uso e manejo do solo.....	71
3.2.4.1 Cobertura pelo dossel (CD).....	76
3.2.4.2 Cobertura superficial (CS).....	78
3.2.4.3 Uso anterior da terra (UA) .....	82
3.2.4.4 Rugosidade superficial aleatória (RS) .....	84
3.2.5 Efeito das práticas de apoio (manejo de gleba) .....	85
<b>3.3 Elementos para a determinação da produção de sedimentos .....</b>	<b>90</b>
3.3.1 Monitoramento da vazão e da concentração de sedimentos .....	90
3.3.2 Cálculo da produção de sedimentos para 2011 e 2012 .....	93
3.3.3 Cálculo da produção de sedimentos com o uso da curva-chave para 10 anos .....	95
3.3.4 Determinação da taxa de transferência de sedimentos .....	96
<b>4 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>101</b>
<b>4.1 Precipitação .....</b>	<b>101</b>
<b>4.2 Fatores da Rusle .....</b>	<b>103</b>
4.2.1 Erosividade das chuvas (Fator R) .....	103
4.2.2 Erodibilidade do solo (Fator K) .....	105
4.2.3 Declividade e comprimento da rampa (Fator LS) .....	107

4.2.4	Uso e manejo do solo (Fator C) .....	108
4.2.5	Práticas conservacionistas (Fator P) .....	120
<b>4.3</b>	<b>Estimativa da Erosão Bruta (RUSLE).....</b>	<b>121</b>
<b>4.4</b>	<b>Monitoramento da vazão (Q) e da concentração de sedimento em suspensão (CSS) .....</b>	<b>144</b>
4.4.1	Descarga líquida (Q).....	144
4.4.2	Concentração de sólidos em suspensão (CSS) .....	148
<b>4.5</b>	<b>Estimativa da produção de sedimento (PS) .....</b>	<b>156</b>
4.5.1	Estimativa da produção de sedimento para 2011 e 2012 .....	156
4.5.2	Estimativa da produção de sedimento para 10 anos .....	160
4.5.3	Análise na escala de eventos .....	169
<b>4.6</b>	<b>Taxa de transferência de sedimentos-SDR .....</b>	<b>180</b>
4.6.1	Taxa de entrega de sedimentos para os diferentes SDR .....	180
<b>5</b>	<b>CONCLUSÕES .....</b>	<b>187</b>
	<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>189</b>
	<b>ANEXOS.....</b>	<b>208</b>

# 1 INTRODUÇÃO

A perda de solo, nutrientes, agrotóxicos e água em áreas agrícolas é o resultado de um dos principais agentes de degradação do solo, a erosão hídrica. No Brasil, estima-se que o impacto econômico da erosão é na ordem de 4 bilhões de dólares por ano gerado pela perda de aproximadamente 847 milhões de toneladas de solo (MERTEN et al., 2010). A erosão do solo é um importante fator de degradação de terras agrícolas em todo o mundo e, no Brasil, é considerado como o principal.

O Brasil tem sido pioneiro no desenvolvimento e utilização de técnicas de conservação do solo, com destaque para sistema plantio direto. Embora, cerca de 90% das áreas cultivadas com soja, milho e cereais de inverno no sul do Brasil sejam manejadas sob plantio direto, a qualidade do sistema está aquém do esperado para mitigar problemas de natureza conservacionista e ambiental, relativos à degradação do solo e à poluição difusa. Como consequências tem-se verificado prejuízos econômicos e ambientais em importantes regiões agrícolas de produção de grãos devido à redução da taxa de infiltração, elevação das taxas de perdas de solo, água e agroquímicos e poluição de corpos hídricos.

A agricultura é uma das atividades com maior impacto ambiental, entre os danos causados pela agricultura destaca-se a poluição do solo e da água por agroquímicos, destruição de áreas florestais para implantação de culturas agrícolas, drenagem de áreas úmidas, desvio e soterramento de pequenas redes de drenagem. Além do avanço sobre áreas de preservação permanente em torno dos rios gerando assim pressão sobre os recursos naturais.

Devido às grandes perdas financeiras e maior consciência ambiental, cresce o debate da própria sociedade insatisfeita com modelo de produção vigente, sendo necessário um novo caminho, que utilize métodos e tecnologias capazes de minimizar a degradação, e maximizar as práticas de conservação dos recursos naturais. Um exemplo desse caminho está relacionado às mudanças de manejo como a rotação de culturas e com a gestão dos recursos hídricos a partir da conservação das matas ciliares, implantação de curvas de nível e manutenção da cobertura vegetal do solo, buscando a otimização dos recursos naturais é de especial

importância. Cada área possui características e demandas especiais variando a magnitude de contribuição de sedimentos e o potencial de contaminação dos recursos hídricos.

No Brasil os resultados de erosão na escala de bacia hidrográfica ainda são incipientes, especialmente em regiões com cultivos de grãos com sistemas conservacionistas de proteção do solo. Não há informações quantitativas do impacto da agricultura conservacionista sobre os recursos hídricos, informações que são fundamentais para que se possa avaliar a condição atual dos sistemas conservacionistas, calibrar modelos matemáticos e assim propor medidas de conservação para a redução dos processos erosivos.

Apesar de haver vários estudos em parcelas no Brasil, poucos documentam a eficácia da agricultura conservacionista sobre os processos hidrológicos e erosivos na escala de bacia hidrográfica. Principalmente em lavouras de soja com o uso de sistema plantio direto são visíveis os inúmeros problemas de degradação do solo em relação ao uso e o manejo inadequado adotado pelos agricultores, frente a eventos de média a alta intensidade.

Diante do exposto, estudos em escala de bacia hidrográfica devem ser priorizados, pois é um sistema natural aberto que troca energia e matéria com o meio, englobando vários componentes como lavoura, pastagens, matas, estradas e redes de drenagem. Os processos em bacias são dinâmicos e traduzem a tendência ao equilíbrio com o meio, por meio da dissipação da energia das precipitações e das ações humanas. Para a descrição e a compreensão dos processos hidrológicos e erosivos que operam nessa escala é necessária a caracterização dos fluxos de entrada e saída desse sistema e também sua dinâmica interna.

Nesse contexto o estudo da erosão em escala de bacia hidrográfica contempla as três fases do processo erosivo: desagregação, transporte e deposição em uma área heterogênea, sendo necessário integrá-los. Assim o entendimento dos processos que ocorrem na escala de bacia pode ser facilitado com o uso de algumas ferramentas, como, por exemplo, programas de monitoramento e o uso de modelos matemáticos. A partir disso, é possível escolher as melhores alternativas de manejo e conservação do solo para o controle e manejo dos sedimentos e da água.

Diante disso, este estudo buscou compreender, através de técnicas de monitoramento e modelagem dos processos erosivos, os impactos das atividades

agrícolas de uma bacia característica do sistema de produção de grãos no planalto do Rio Grande do Sul.

## **1.1 Hipóteses**

A adoção parcial e inadequada dos preceitos do sistema plantio direto pode contribuir com significativas taxas de produção de sedimentos e escoamento superficial.

## **1.2 Objetivos**

### **1.2.1 Objetivo geral**

Avaliar a magnitude dos processos erosivos e sedimentológicos em uma bacia hidrográfica sob produção de grãos no planalto do Rio Grande do Sul.

### **1.2.2 Objetivos específicos**

- Modelar a erosão bruta na bacia, usando a Equação Universal de Perda de Solo Revisada (RUSLE).
- Quantificar a produção de sedimentos por meio do monitoramento contínuo da vazão, turbidez e concentração de sedimentos em suspensão, e com o uso da curva-chave de sedimentos para a extensão da série histórica.
- Estimar a taxa de entrega de sedimentos para essa bacia.
- Inferir sobre o impacto do atual sistema de produção de grão sobre a degradação dos solos e dos recursos hídricos.



## 2 REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1 Deficiência do sistema plantio direto (SPD)

O sistema plantio direto está fundamentado em três pilares: manutenção do solo permanentemente coberto com palha, rotação de culturas e o não revolvimento do solo, associado à manutenção da cobertura ininterrupta com culturas vivas e mortas de diferentes espécies com decomposição gradual, promovendo o aumento da matéria orgânica (HERNANI et al., 1998).

A cobertura morta no plantio direto é a fonte de praticamente todos os benefícios dessa prática agrícola, e por isso deve ser muito bem escolhida e manejada. Entre os benefícios proporcionados por esta prática podemos listar: manutenção e o incremento da matéria orgânica dos solos, manutenção da fertilidade, supressão de ervas daninhas, proteção do solo contra erosão, ventos e amplitude térmica, reciclagem de nutrientes, ambiente mais favorável aos organismos do solo, menor perda de umidade e maior aeração dos solos (HECKLER et al., 1998).

Para a cobertura vegetal do solo, devem ser utilizadas as plantas que aprem maior eficiência na produção de biomassa para esta finalidade (BAYER et al., 2001). No manejo do solo sob plantio direto, a cobertura do solo proporcionada por resíduos vegetais possui grande importância, sendo que a redução das perdas de solo é proporcional ao aumento da quantidade de resíduos vegetais na superfície (REICHERT et al., 1992).

O plantio direto possui grande vantagem quanto ao sequestro de carbono, mantendo os resíduos por um maior período sobre o solo, reduzindo a taxa de degradação (BAYER et al., 2001). Esse potencial está relacionado a redução das perdas de CO<sub>2</sub> (via mineralização da matéria orgânica), e a economia de combustíveis fósseis pela eliminação de operações de preparo, o que possibilita redução a médio e longo prazo, do uso de insumos externos e o controle da erosão.

Além das práticas do sistema plantio direto o comprimento da encosta deve ser minimizado com curvas de nível e plantio em contorno dotado de rotação de

culturas. Para a contenção das águas de outras fontes como, por exemplo, as estradas, seu fluxo deve ser canalizado para as lavouras, para que se possam potencializar os depósitos nos períodos de maior escassez de chuva.

No sistema de cultivo mecanizado deve haver um conjunto de práticas que proporcionem as seguintes condições: máxima retenção de água, aumento da velocidade de infiltração e redução da velocidade de escoamento superficial que proporcionem condições físico-químicas favoráveis para o desenvolvimento das culturas (DENARDIN, 1984).

Com a mudança de direção de semeadura ANDRADE et al. (1999) utilizando aveia preta e pousio, verificou que as perdas de água em uma encosta de 50 m sob semeadura em contorno, reduziu o volume de enxurrada em 7,8%, quando comparada com a semeadura realizada no sentido do declive.

O mesmo comportamento ocorreu nas três condições de cultivo do experimento, com maior redução em perdas de água no período de menor ocorrência de chuvas erosivas. Este mesmo efeito foi obtido por ALBUQUERQUE et al. (2002), em sistema convencional. Portanto a menor perda de água ocorre através da semeadura em contorno, associada ao uso de terraços transversais, perpendiculares ao declive. Assim, a barreira física retém a água da chuva, o que aumenta sua permanência no sistema, permitindo maior infiltração e menor escoamento superficial.

Estes resultados experimentais demonstram que a presença de estruturas físicas é fundamental para a contenção do excesso de água que escoam superficialmente. Dessa forma, a presença de terraços associados a rotação de culturas e ao plantio em nível nas lavouras são ferramentas importantes, mesmo com o uso de manejos conservacionistas tradicionais. Estes fatores são determinantes para a redução das taxas de erosão hídrica, sendo que o manejo das culturas e o comprimento do declive podem ser modificados com medidas de controle (SMITH & WISCHMEIER, 1962).

Atualmente há inúmeros problemas que comprometem a estabilidade da produção agrícola, como a degradação do solo, aumento da densidade e da resistência à penetração principalmente na camada de 5 a 20 cm de profundidade. No sistema de plantio direto há uma separação da fertilidade na camada de solo entre 0 e 20 cm de profundidade; o que acarreta na deformação morfológica das raízes que se concentram na camada superficial do solo. Além disso, a presença de

uma camada compactada com baixa permeabilidade diminui drasticamente a infiltração de água, o que favorece o escoamento superficial. Portanto, a infiltração de água no solo é influenciada pelo período de cultivo, cobertura vegetal do solo e principalmente pelo sistema de preparo, que reduz os macroporos prejudicando a estrutura do solo e a infiltração da água (OLIVEIRA, 1990), entre outros agravantes, que somados resultam em descaso com a adoção plena e complexa dos processos que compõe o Sistema Plantio Direto.

O Sistema Plantio Direto foi adaptado do sistema convencional, com manutenção da monocultura da soja, sendo essa mudança benéfica, porém ineficiente. A retirada das curvas de nível favoreceu o rendimento operacional das máquinas agrícolas, o que não respeita a semeadura em nível, associado a não incorporação do baixo nível de resíduos de mesmo material vegetal, resultando no aumento da erosão principalmente na escala de bacia hidrográfica.

O modelo de produção predominante resume-se à soja no verão e trigo e aveia no inverno com algumas áreas de pousio, com vegetação resultante da germinação espontânea de aveia preta e/ou azevém. Esse modelo de produção gera baixa quantidade e qualidade de fitomassa necessário e sequer cobre o solo satisfatoriamente. A quantidade de cobertura necessária para manter ou construir a estrutura de um solo nessa região da bacia está na ordem de 8 a 12 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> (DENARDIN et al., 2008). A sucessão soja/pousio vegetado com aveia preta e/ou azevém espontâneos dificilmente produz 3,5 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>. Perante esse modelo de produção a degradação biológica, física e química do solo é evidente e progressiva.

O manejo inadequado do solo associado ao uso excessivo de fertilizantes contribui para a degradação dos recursos naturais. Em países da Europa como o Reino Unido, por exemplo, os agricultores adquirem informações sobre a agricultura com seu agrônomo privado e fabricantes de máquinas. Já na Dinamarca, os fabricantes de máquinas e conselheiros locais são as fontes de informação. Nos EUA, as fontes de informação dos agricultores são empresas de fertilizantes, de máquinas e consultores locais (FOUNTAS et al., 2005). Portanto, o uso intenso de fertilizantes sem conhecimento adequado, associado a condições de chuvas intensas, pode acarretar degradação das fontes hídricas, promovendo a eutrofização das águas, com sérios prejuízos ao ambiente e à saúde humana (RESENDE, 2002).

Esses problemas são acelerados pelas propriedades do próprio solo, pois podem apresentar susceptibilidade diferenciada ao escoamento superficial, mesmo

para condições semelhantes de declividade, cobertura vegetal e práticas de manejo (BERTONI & LOMBARDI NETO, 2008). Desse modo o conhecimento das propriedades do solo é fundamental para a tomada de decisão quanto às práticas de uso e manejo a serem adotadas. Assim um solo com baixa cobertura vegetal pode ter um aumento de temperatura e conseqüentemente elevar a evaporação, pois sem vegetação os raios solares atuam com maior intensidade sobre o solo desprotegido, diminuindo a umidade devido à ocorrência de uma maior perda de água (ANTONELI, 2004).

Entre os fatores climáticos a chuva possui a maior importância na erosão dos solos, suas características são as que mais interferem no processo erosivo levando em conta sua intensidade, duração e distribuição ou frequência (BERTONI & LOMBARDI NETO, 2008). Isso é evidente em bacias hidrográficas onde eventos de grande magnitude juntamente com os processos erosivos são de grande importância na contribuição de sedimentos para os recursos hídricos.

Para redução da erosão a vegetação é um elemento importante, pois quando ocorre à precipitação ela diminui o impacto das gotas diretamente com o solo. Sem a cobertura vegetal não há infiltração adequada e o lençol freático situado abaixo do nível da superfície não é reabastecido. Porém, a perda de água devido ao escoamento superficial é influenciada pelo efeito da cobertura e manejo do que pelas perdas de solo. O solo apresenta uma capacidade limite de absorção de água, ultrapassado este limite o excesso de água irá escoar independente do sistema de manejo empregado (MELLO et al., 2003; BERTOL et al., 2007). Isso ocorre especialmente sob chuvas de longa duração e volume elevado, as quais saturam o solo e produzem grande escoamento superficial (BERTOL et al., 2007).

A erosão hídrica é uma das principais causas da degradação dos solos, ela é resultante da interação de diversos fatores como a erosividade das chuvas, erodibilidade do solo, grau e comprimento do declive, manejo do solo e de culturas, e práticas conservacionistas complementares. A energia cinética do impacto das gotas de chuva na superfície do solo e a energia cinética cisalhante do escoamento superficial são os principais agentes causadores da erosão hídrica (DENARDIN et al., 2005).

Esses impactos que o sistema plantio direto traz para os recursos hídricos está associado a sua susceptibilidade à erosão frente à probabilidade de ocorrência de um evento, ou seja, o desgaste que a superfície do solo poderá sofrer quando

submetida a qualquer uso sem medidas conservacionistas (XAVIER, 2007). A quantidade básica de água que infiltra no solo é um fator que isoladamente pode refletir as características físicas gerais do solo, e sua qualidade e estabilidade estrutural. Pois quanto mais alta for a taxa de infiltração de água em um solo, menor será o seu escoamento superficial que normalmente é o maior responsável pela erosão hídrica (DERPSCH et al., 1991).

Trata-se de um parâmetro importante no planejamento do uso da terra e depende principalmente da capacidade da infiltração de água no solo e de sua resistência ao desprendimento. CARVALHO (1994) reafirma que são as chuvas que desagregam os solos e as enxurradas transportam este solo para os cursos d'água, sendo estes os maiores responsáveis pelo transporte de sedimentos. A compactação do solo, associado à forma de plantio, também contribuem para que ocorra uma diminuição na taxa de infiltração de água no solo, promovendo um excedente na superfície, mesmo que o solo não esteja totalmente saturado. Portanto, em escala de bacia hidrográfica a agricultura se destaca, como a principal fonte de produção de material que irá influenciar na dinâmica hidrosedimentológica ambiental.

Entre as várias formas de erosão existentes na natureza, a erosão provocada pela ação das águas das chuvas é a mais agressiva, pois diminui a capacidade produtiva do solo e é responsável pela produção de sedimentos na bacia. Em eventos de chuvas intensas é constatado que a eficiência do Sistema de Plantio Direto no controle das perdas de solo por erosão não tem sido a mesma no controle do escoamento superficial, podendo apresentar perdas semelhantes às obtidas no sistema de preparo convencional (FONSECA & CASSOL, 2002). Segundo DENARDIN et al. (2005) esse fator pode resultar em perdas significativas de água que sai da lavoura, a qual transportara nutrientes e sedimentos e ocasionando a contaminação dos recursos hídricos. Isso se deve a obstrução dos poros e a formação de selamento na superfície, em consequência disso, pode ocorrer o aumento do escoamento superficial e o transporte das partículas desagregadas, acarretando em perdas de solo, água e nutrientes por erosão (ALVES & CABEDA, 1999; BARCELLOS 1996).

O processo de erosão hídrica do solo é uma das principais formas de degradação dos solos agrícolas, sendo que esse processo ocorre com maior expressividade em regiões com altos índices pluviométricos, associado a áreas sem

cobertura vegetal com declividade acentuada e solos de baixa resistência a erosão. O aumento do escoamento se deve a baixa capacidade que o solo possui em infiltrar a água da chuva, sendo evidenciado nos sistemas conservacionistas presente na atualidade. Segundo DENARDIN et al. (2005), os principais agentes do processo de erosão hídrica são a energia cinética do impacto das gotas de chuva na superfície e do escoamento superficial que produz uma tensão cisalhante sobre a superfície do solo.

A susceptibilidade do solo à erosão hídrica torna-se mais expressiva à medida que a densidade superficial do solo é aumentada, pois com isso ocorre um decréscimo da taxa de infiltração o que resulta no favorecimento da formação do escoamento superficial. Essa redução do volume de infiltração de água no solo pode ser atribuída a vários fatores que podemos considerar como: eventos de grande magnitude ao longo do tempo, cobertura do solo, declividade do terreno, rugosidade da superfície, presença de camadas subsuperficiais compactadas, conteúdo de água que antecede a precipitação e a formação de selamento superficial em área com reduzida cobertura vegetal.

Portanto a limitação desses parâmetros associados à inexistência de medidas complementares de apoio como curvas em nível e semeadura em contorno são evidências para uma condução ineficiente do SPD. Dessa forma COGO et al. (2003) e DENARDIN et al. (2005) reforçam a importância do uso de práticas conservacionistas complementares, para que se possa reduzir o volume e a velocidade do escoamento e se obter o efetivo controle do processo de perdas de solo e água por erosão hídrica .

Os processos hidrossedimentológicos no plantio direto é resultado da interação entre os processos hidrológicos e sedimentológicos, sendo a água o principal agente causador do desprendimento das partículas de solo. Essas percorrerem a encosta até atingir os cursos d'água alcançando o exutório da bacia hidrográfica, contribuindo para a produção de sedimentos. Para sua identificação em bacia hidrográfica é necessário avaliar a dinâmica do uso do solo e áreas representativas com identificação de fontes produtoras de sedimentos. Não se pode apenas comparar com trabalhos realizados em outras áreas como parcelas, por exemplo, com características distintas, é preciso quantificar a produção de sedimentos na ordem de bacia correlacionando com a dinâmica de uso e ocupação.

A forma que expressa a produção de sedimento em bacia hidrográfica sob plantio direto, vai depender do uso do solo, onde o relevo é desuniforme. Ele está em constante modificação e, os principais tipos de uso contribuem de forma diferente (maior ou menor intensidade) na geração de sedimento disponível para o transporte.

Portanto, a manutenção e a ampliação do Sistema Plantio Direto está na dependência de pesquisa e, fundamentalmente na difusão e transferência de conhecimentos e tecnologias, bem como à divulgação para a sociedade dos benefícios técnicos, econômicos, sociais e ambientais provenientes da adoção de um sistema sustentável.

## **2.2 Características do solo afetadas pelo manejo do solo**

A densidade de solo é uma das características importantes na avaliação dos solos. Essa característica está associada à estrutura, à densidade de partícula e à porosidade, podendo ser usado como indicador do processo de degradação da estrutura do solo, que pode mudar em função do uso e manejo do solo. Esse parâmetro pode ser usado como um indicador de alterações da qualidade do solo e no funcionamento do ecossistema. O aumento implica na redução da aeração, reduz a expansão do desenvolvimento radicular em explorar camadas mais profundas do solo, provocando mudanças indesejáveis no comportamento da água, reduzindo a infiltração.

A densidade tem sido constatada na camada superficial, pois não ocorre o revolvimento, sendo a camada que sofre pressão mecânica pelo trânsito de máquinas e equipamentos (ELTZ et al.,1989), porém em alguns tipos de solo ou sistemas de manejo, valores podem não diferir com a profundidade (ABREU et al., 2004), sendo sugerido a escarificação e a subsolagem para reduzir os efeitos negativos da compactação. Sua redução, afeta a densidade e a resistência à penetração. O melhoramento do ambiente solo aumenta o armazenamento e o movimento de água, o que promove maior produtividade das plantas (VEIGA et al., 2006).

Métodos mecânicos como subsolagem são necessários em áreas com elevado grau de compactação, segundo HALL et al. (1994) foi observada redução da compactação no primeiro ano após a mobilização, já VIEIRA & KLEIN (2007) não obtiveram diferença na densidade do solo após dois anos da escarificação de um Latossolo Vermelho em sistema de plantio direto, porém a taxa de infiltração de água ainda era maior no plantio direto, que recebeu a escarificação.

Na compactação do solo não saturado, provoca mudança na estruturação das partículas. O aumento da densidade ocorre em consequência da expulsão do ar de seus poros devido ao manejo inadequado, o que reduz seu volume (STRECK et al., 2004). Esse mesmo autor afirma que sistemas de manejo do solo têm grande influência nas suas propriedades físicas estando relacionado com a compactação, com modificação estrutural devido as diferentes práticas de manejo. Todavia, isso pode resultar em maior ou menor compactação, que poderá intervir na densidade do solo, na porosidade, na infiltração de água e no desenvolvimento radicular das plantas.

TORMENA (1998) na análise de resistência à penetração de um Latossolo Roxo sob plantio direto e convencional observou que quanto menor a umidade do solo maior a sua resistência, cujo fato atribuiu ao menor efeito lubrificante da água sobre as partículas de teor de umidade menor. Segundo SCHAEFER et al. (2002), perdas de solo, nutrientes, matéria orgânica são ocasionados pelo efeito da formação do selamento superficial que contribuiu para o efeito da enxurrada.

Essa propriedade avalia a massa de sólidos pelo volume, sendo afetada pelos cultivos que alteram a estrutura do solo. Segundo TAVARES FILHO et al. (1999), durante o processo de compactação a estrutura do solo é modificada, sendo que os macroagregados são alterados, aumentando a densidade. Desse modo, ocorre redução do tamanho de poros e, sendo que os poros maiores responsáveis pela aeração do solo são reduzidos e substituídos seu espaço pelos poros menores (REICHERT et al., 2007). Isso acontece porque os macroporos de maior diâmetro de poro são menos resistentes e se deformam o que favorece a formação de poros de menor diâmetro, os quais são mais resistentes e suportam pressões maiores.

No Sistema de Plantio Direto onde não se tem revolvimento do solo, associado ao tráfego de máquinas agrícolas. Temos aumento da compactação na camada superficial devido a elevação da densidade do solo, o que reduz a porosidade total principalmente os macroporos (BERTOL et al., 2004; GARCIA &

RIGHES, 2008), que possui efeito direto na infiltração, influenciando o teor de água e ar contidos no espaço poroso do solo. Portanto, a mecanização influencia as propriedades físicas do solo relacionado com o fluxo de água, sendo que uma vez alteradas a porosidade e densidade, as propriedades associadas à condutividade hidráulica também variam (BAGARELLO, 1997).

As propriedades de transmissão de água no solo pelos macroporos podem exercer considerável influência na infiltração, drenagem e perdas de solo e água por erosão, as quais afetam o desenvolvimento das culturas e a qualidade ambiental. A porosidade do solo interfere na aeração, condução hídrica, retenção de água, resistência à penetração e à ramificação das raízes, com isso, possui interferência no aproveitamento da água e dos nutrientes disponíveis para as plantas (RIBEIRO et al., 2007).

O plantio direto pode, em alguns casos, apresentar após três ou quatro anos de cultivo, maior valor de densidade e microporosidade na camada superficial, e menor macroporosidade e porosidade total, quando comparado com o preparo convencional (SILVEIRA & STONE, 2003). Isto ocorre, sobretudo pelo fato de ocorrer um arranjo natural do solo não mobilizado, e também pela pressão provocada pelo trânsito de máquinas e implementos agrícolas. As condições físicas do solo, que são afetadas pela distribuição, densidade e tamanho dos poros, quando melhoradas podem também melhorar a utilização de nutrientes que conseqüentemente afeta diretamente o fluxo de água, calor e gases e resistência mecânica. Desse modo, fatores físicos interagem e regulam o crescimento das raízes e sua funcionalidade, influenciando o crescimento e produtividade da cultura (COLLARES et al., 2006).

Os organismos do solo interferem em diferentes níveis na formação de agregados, melhorando as suas propriedades físicas e químicas. Os agregados do solo constituem componentes estruturais organizados, distribuídos em diferentes tamanhos, desde microagregados até macroagregados com variação de diâmetro (OADES & WATERS, 1991). Este processo de agregação do solo é bastante complexo e envolve a ação de fatores abióticos e bióticos.

A atividade humana pode causar modificações significativas nos fatores químicos e físicos do solo, ou pela adição ou remoção de elementos (adubação, calagem, exportação por colheita), ou por práticas de cultivo (plantio convencional, direto) que causam impacto na comunidade biológica. Dessa forma, possui efeito

prejudicial principalmente à microbiota quando associada a elementos tóxicos adicionados ao solo através de diversas atividades antrópicas como a agricultura.

Os organismos exercem ação física na adesão entre as partículas, atuando como ligantes físicos e produzindo agentes colantes, como polissacarídeos de alta viscosidade e substâncias húmicas, que se acumulam como resultado da ação dos organismos sobre a matéria orgânica..

A ciclagem de nutrientes realizada pela biota do solo está intimamente associada à decomposição da matéria orgânica, sendo que as bactérias e os fungos efetuam a decomposição de cerca de 90% de matéria orgânica (BRUSSARD et al.,1997). Este processo é facilitado por animais do solo, como minhocas, ácaros, e cupins, que auxiliam nos processos de decomposição dos resíduos, sendo essencial para todos os tipos de sistemas agrícolas.

A biota um papel fundamental na decomposição da matéria orgânica, ciclagem de nutrientes e bioturbação do solo (BRUSSARD et al.,1997). O processo que os cupins, formigas, minhocas e outros componentes da macrofauna do solo criam a bioturbação, através da criação de canais, poros e agregados, que influenciam fortemente o transporte de gases e água, modificando assim, o habitat para outros invertebrados de tamanho menor.

Os microrganismos que decompõem a matéria orgânica liberam nutrientes em formas disponíveis às plantas, além da degradação de substâncias tóxicas (KENNEDY & DORAN, 2002). Além disso, formam associações simbióticas com as raízes das plantas, atuando no controle biológico de patógenos, influenciam na solubilização de minerais e contribuem para a estruturação e agregação do solo. Microorganismos possuem a capacidade de dar respostas rápidas a mudanças na qualidade do solo, característica que não é observada nos indicadores químicos ou físicos. Em alguns casos, alterações na população e na atividade microbiana podem preceder mudanças nas propriedades químicas e físicas, refletindo um rápido sinal de melhoria ou degradação do solo. Devido a esses fatores a fauna do solo tem sido um relevante bioindicador de qualidade do solo (BLAIR et al., 1996).

Na agricultura atual, com sistema de mecanização intensiva podemos evidenciar uma concentração de fertilizantes nos primeiros centímetros da camada superficial do solo, onde a adição de nutrientes principalmente aqueles com menor mobilidade, como o fósforo (P), postos em superfície, a qual permanece na camada mais superficial, o que cria um gradiente de concentração em relação às camadas

inferiores (FALLEIRO et al., 2003; SCHERER et al., 2007). Além disso, o transporte do fósforo da camada superficial para horizontes inferiores do perfil do solo tem sido desprezado devido à facilidade dos métodos de aplicação de fertilizantes, onde são utilizados a lanço sobre a superfície com ou sem incorporação e no sulco da semeadura (SOUSA et al., 2004).

Para os fertilizantes fosfatados tenham adequada absorção de P, crescimento e produtividade das culturas e elevada eficiência, eles devem ser aplicados de maneira adequada no solo, permitindo sua melhor localização em relação às raízes das plantas (ANGHINONI & BARBER, 1980), assim, a exposição do P aos agentes erosivos é minimizado.

Dessa forma no SPD uma importante alteração que ocorre é um aumento do gradiente de concentração no perfil (NUNES et al., 2008), devido à não mobilização de fertilizantes e corretivos aplicados nas camadas superficiais (DeMARIA et al., 1999), bem como à ciclagem de nutrientes (SANTOS & TOMM, 2003). Uma vez que o P apresenta baixa mobilidade no solo (BARBER, 1984). Esse fator pode alterar o suprimento das plantas, já que a absorção pelas raízes depende dos teores de P, bem como do volume de solo fertilizado (MODEL & ANGHINONI; 1992; KLEPKER & ANGHINONI, 1995).

O manejo solo tem favorecido a poluição das águas através do uso intenso e inadequado de fertilizantes associado à inexistência de barreiras que reduzam a chegada aos corpos hídricos. As ligações químicas desses fertilizantes as partículas de solo e a erosão do solo favorecem a propagação de elementos como o fósforo para os rios. Outra forma é através da lixiviação de elementos como o nitrogênio associados aos fluxos de água superficial e subsuperficial.

Esta realidade de uso e manejo inadequado tem favorecido a poluição das águas com conseqüente contaminação dos lençóis freáticos. Estima-se que o Brasil detenha 13,8% da disponibilidade hídrica mundial. O país apresenta uma distribuição inter-regional bastante heterogênea, tanto em termos de disponibilidade quanto de qualidade das águas (FREITAS & SANTOS, 1999).

Assim, alguns componentes do ciclo hidrológico podem ser alterados como, por exemplo, evapotranspiração e movimento de entrada de água no solo, que na maioria das vezes é proporcionado ao mau uso da terra, seja pelo desmatamento ou manejo inadequado, o que acaba gerando escoamento superficial pela baixa permeabilidade proporcionada pelo uso incorreto.

## 2.3 Reflexos do manejo sobre os processos hidrológicos

As propriedades físicas do solo afetam o crescimento de diferentes espécies vegetais que estão diretamente relacionados ao movimento de água e solutos. Elas estão associadas à qualidade do solo em condições que permitem a infiltração, retenção e a disponibilização de água para as plantas, a qual proporciona trocas de calor e de gases com a atmosfera e raízes das plantas o que possibilita o crescimento das raízes (REICHERT et al., 2003). De acordo com VITTE (2007) as propriedades estruturais interferem na interação entre a precipitação e o solo, que altera a capacidade de infiltração, além de biocanais criados pelas raízes decompostas que possui maior efeito na capacidade de infiltração.

Todo fator que pode influenciar a taxa de infiltração da água no solo também pode interferir no processo de escoamento superficial. A formação do escoamento superficial está relacionada com uma complexa interação entre área acumulada, declividade e características do solo, podendo aumentar com o aumento da área de contribuição ou, ao contrário, onde o aumento da área acumulada reduz o escoamento superficial de acordo com o tipo de solo (SILVA & De MARIA, 2011).

A cobertura e os tipos de uso do solo, além de seus efeitos benéficos sobre as condições de infiltração da água, exercem uma importante influência na interceptação da água proveniente da precipitação. Quanto menor conteúdo de água no solo e maior a cobertura vegetal, a rugosidade da superfície, a evapotranspiração, maior será a taxa de infiltração e menor o seu escoamento superficial. Em contrapartida, quanto maior a declividade da bacia, levando em conta o mesmo solo, maior deverá ser a vazão do escoamento superficial que ocorre na seção de desague da bacia. Quando a bacia mais se aproximar do formato circular, mais rápida será a concentração de água no escoamento superficial e conseqüentemente, maior deverá ser a sua vazão máxima (PRUSKI et al., 2003). Sendo a intensidade de precipitação excede a sua taxa de infiltração de água, temos o início do acúmulo superficial, e quando ultrapassado a capacidade de acúmulo de água na superfície, ocorre o início do escoamento superficial.

Essas mudanças promovem variações que são significativas no ambiente, podendo reduzir a proteção da superfície do solo, com alteração das condições de infiltração e de escoamento de água (LANNA, 1997). Esses processos erosivos podem começar a remover os horizontes superficiais do solo modificando paralelamente as formas da vertente a qual ocorre um aumento do volume de água no canal fluvial CHRISTOFOLETTI (1999). Dessa forma o aumento de sedimentos e das taxas de sedimentação, pode alterar o volume das fontes d'água. Diante do exposto, fica evidente que uma nova estrutura e dinâmica deve surgir para incorporar e interagir com os novos elementos dessa paisagem.

A formação do selamento superficial ocorre através do impacto das gotas de chuva sobre o solo, associado a esse fator ocorre o escoamento superficial, que transporta sedimentos, a qual pode sofrer deposição quando a velocidade do for reduzida (DERPSCH et al., 1991). As partículas que formam agregados grandes, quando são expostas ao impacto das gotas das chuvas, são cisalhadas com maior facilidade, e os agregados menores são deslocados mais facilmente, alojando-se entre as unidades maiores, o que leva a um rápido selamento superficial e, conseqüentemente, à maior erosão (LE BISSONNAIS et al., 1989). Além das partículas de solo que estão em suspensão, o escoamento superficial transporta compostos químicos, matéria orgânica, sementes e defensivos agrícolas que podem causar prejuízos diretos e indiretos sobre a produção agropecuária, bem como poluir os cursos d'água (PRUSKI et al. , 2003).

O escoamento superficial corresponde ao segmento do ciclo hidrológico que está relacionado à quantidade de água deslocada sobre a superfície do solo. Para DERPSCH et al. (1991) se toda a água da chuva que cair sobre o solo conseguir infiltrar não haverá escoamento superficial e conseqüentemente não haverá erosão.

Existem várias possibilidades de se reduzir o volume do escoamento superficial, sendo pelo uso de culturas que promovam maior interceptação da precipitação ou através do aumento da rugosidade do terreno. A elevação da taxa de infiltração básica de água no solo pode ser realizada por métodos de preparo e manejo que possam permitir a manutenção de uma boa estrutura e mesmo assim manter a superfície do solo coberta. LINDSTRON et al. (1981); PRUSKI et al. (2003) reforçam o argumento em que o sistema plantio direto pode resultar em uma superfície consolidada, com baixa capacidade de infiltração que pode produzir grandes enxurradas durante chuvas intensas. Isso demonstra a necessidade de

estruturas hidráulicas para disciplinar o excesso de água que escoam superficialmente. A partir dessas estruturas que estão presentes no solo, o escoamento superficial da água pode ser manejado de forma correta, evitando a ação erosiva e destrutiva das enxurradas.

A infiltração proporciona uma maior disponibilidade de água próximo da zona das raízes e, por isso que devemos conhecer o processo do fluxo de água no perfil e suas relações com as propriedades do solo, sendo de fundamental importância ter um eficiente manejo do solo e da água (ALVES & CABEDA 1999). Desse modo, os sistemas de manejo do solo têm que visar à proteção da superfície do solo e aumento da infiltração de água.

O tempo de início e do pico enxurrada, o coeficiente de escoamento e o volume de enxurrada são influenciados pelo manejo e cultivo do solo. Sendo que o tempo do pico de enxurrada é menor no sistema de cultivo convencional, e o volume de enxurrada, é menor em semeadura direta, independentemente do tipo de cultura empregada para um mesmo solo (BERTOL et al., 2007). Assim, o volume de enxurrada indica a necessidade de adoção de práticas conservacionistas de suporte para controlá-lo, independentemente do sistema de manejo do solo e de cultura empregada.

Em função do grande volume ou da elevada taxa de escoamento acumulado na superfície do solo, recomenda a utilização de terraços em sistema de plantio direto, especialmente em declividades longas independente da qualidade e tipo de resíduo cultural presente no solo (BERTOL et al., 2000). Em sistemas conservacionistas de preparo do solo, MORAIS & COGO (2001) verificaram que são eficazes na redução das perdas de solo em virtude da permanência da cobertura dos resíduos das culturas anteriores. A mesma eficácia não ocorre na redução das perdas de água por escoamento superficial, as quais em determinadas situações, podem até serem superiores àquelas verificadas nos sistemas convencionais de preparo.

## 2.4 Erosão e a produção de sedimentos

A redução da infiltração nos solos do Rio Grande do Sul varia de acordo com os diferentes sistemas de uso e a ausência das curvas de nível que torna livre o escoamento da água. Uma vez formado, em ausência de práticas de controle, esse pode se desenvolver e acumular energia suficiente para causar a falha de resíduo ou iniciar o processo de formação de sulcos. O efeito do uso do solo associado ao aumento da impermeabilidade ocasionado pelo tráfego de máquinas agrícolas em condições de umidade inadequada ocasiona uma diminuição nas taxas de infiltração, ou seja, o efeito do uso do solo associado à declividade afeta o escoamento superficial, o que altera a vazão máxima (PRUSKI et al., 2003).

Na maioria dos casos onde o plantio direto tem sido utilizado ocorre a redução das perdas de solo (LANZANOVA, 2009). Por outro lado, esse mesmo controle não tem sido verificado em relação ao controle das perdas de água (MORAIS & COGO, 2001). Dessa maneira em algumas circunstâncias como, por exemplo, solos arenosos com baixa cobertura associado à declividade acentuada sem barreiras mecânicas como curvas de nível, favorecem a formação do escoamento no PD e é acompanhada da formação de sulcos e até mesmo voçorocas, o que acentua a ocorrência da desagregação do solo.

Com cobertura do solo de 92% em eventos de chuvas simulada de alta intensidade FONSECA & CASSOL (2002) constatou que a eficiência do Sistema de Plantio Direto no controle das perdas de solo por erosão não tem sido a mesma no controle do escoamento superficial, podendo apresentar perdas escoamento superficial apenas 22% menor em relação ao plantio convencional.

Esse fator pode resultar em perdas significativas de água que deixa a lavoura, o qual vai transportar nutrientes e sedimentos e ocasionar contaminação dos recursos hídricos (DENARDIN et al., 2005). Assim, se há intenso escoamento superficial, menores as taxas de infiltração maior será o volume escoado e mais acentuado a vazão de pico na rede de drenagem. Com diminuição da infiltração ocorre um rebaixamento do lençol freático em momentos de estiagem prolongada, ocasionando problemas em duas situações, nas enchentes com grande volume de água mobilizada para fora da bacia e nas secas pelo déficit hídrico, que resulta em

solos com menor taxa de umidade para suprir as necessidades das culturas temporárias (STIPP, 2011).

O escoamento superficial ao atingir cursos d'água juntamente com agroquímicos que permanecem na superfície do solo causa contaminação dos recursos hídricos. (RESENDE, 2002) reforça essa afirmação, quando quantidades excessivas aplicado em superfície não incorporado sob condições de solo e clima, pode acarretar no enriquecimento das fontes hídricas, promovendo a eutrofização das águas, com sérios prejuízos ao ambiente. Solos erodidos transportam nutrientes, pesticidas e outros produtos químicos nocivos para córregos, rios, solo e recursos hídricos (GALLAHER & HAWF, 1997).

Em período de baixo índice pluviométrico em bacia hidrográfica verifica a diminuição da vazão dos rios, sendo resultado da redução da reserva subterrânea. Isso pode ser reflexo da baixa infiltração de água e conseqüentemente redução do armazenamento. O impedimento da infiltração ocasionado pelo manejo que vai desde a compactação até a retirada das curvas de nível, reflete na taxa de recarga do lençol freático ocasionando menor fluxo para os rios com diminuição da vazão de base, ou seja, a vazão sem contabilizar o escoamento superficial. Com a redução da vazão dos rios, eleva-se a concentração de poluentes principalmente fertilizantes por volume de água, reduzindo a qualidade da mesma, que gera eutrofização das águas com morte de peixes e elevação do custo no tratamento para o consumo humano (TUNDISI & TUNDISI, 1992).

A mudança de plantio convencional para o plantio direto praticamente eliminou o escoamento superficial das pequenas e médias enchentes, aumentando o lençol freático e reduzindo o transporte de sedimentos. Porém em períodos de grandes precipitações reduz o tempo de pico, e aumenta a vazão consideravelmente durante um curto espaço de tempo, voltando para seu estado inicial em um período curto. Esse fato pode ser observado em momentos de eventos intensos que ocorrem em um curto intervalo de tempo o que ocasiona erosão superficial e aumento expressivo na produção de sedimentos nos rios. Esse volume que manteve a vazão de pico acaba sendo transferido para os oceanos, sendo que poderia ser mantido nas lavouras com medidas de conservação do solo. Desse modo a conservação do solo ainda precisa progredir muito, pois hoje está implantado apenas o aumento da cobertura vegetal que não deve ser considerado como um sistema de plantio direto.

A energia cinética do impacto das gotas de chuva na superfície do solo e a energia cinética cisalhante do escoamento superficial são os principais agentes causadores da erosão hídrica (DENARDIN et al., 2005).

A cobertura de solo com plantas vivas ou com resíduos de plantas mortas deixadas sob o solo tem potencial para reduzir em até 100 % a energia cinética da chuva. Mas segundo DENARDIN et al. (2003), a cobertura do solo, não apresenta a mesma eficácia para dissipar a energia erosiva da enxurrada ocasionada por altas intensidades de chuvas a qual poderá escoar pela superfície do solo sob a cobertura vegetal. Portanto, o manejo do solo agrícola pode propiciar diferentes intensidades aos processos erosivos. Sendo assim, as áreas agrícolas possuem diferentes percentuais de sedimentos para serem transportados, pois dependem do tipo de solo e cultura, declividade do terreno, forma a qual é efetuado o preparo do solo e como é realizado o plantio.

Os processos hidrossedimentológicos são resultados da interação entre os processos hidrológicos e sedimentológicos nos quais a água é um dos principais agentes causadores do desprendimento de partículas de solo, que percorrem a encosta da bacia até atingir os cursos d'água alcançando o exutório e contribuindo para a produção de sedimentos da bacia. A suscetibilidade à erosão diz respeito à probabilidade de ocorrência de um evento em uma determinada área, ou seja, ao desgaste que a superfície poderá sofrer quando submetida a qualquer uso sem medidas conservacionistas (XAVIER, 2007). Trata-se de um parâmetro importante no planejamento do uso da terra e depende principalmente da capacidade da infiltração da água no solo e de sua resistência ao desprendimento que pode ser transportado pelo escoamento superficial

A perda de solo por erosão em área de bacia hidrográfica está diretamente relacionada com o uso e manejo do solo, o regime de precipitação, tipo de solo, topografia etc. Sendo que os sedimentos são originados através do processo de erosão que geralmente ocorrem por diferentes formas de ação e de origem que são lavouras, matas, pastagens, poteiros e estradas (MINELLA et al., 2008). Essa origem de sedimentos engloba dois conceitos básicos, a disponibilidade de material suscetível ao transporte e escoamento com capacidade para transportar esse material.

Essa resistência do solo à erosão depende de fatores extrínsecos e intrínsecos ao solo, que são considerados as propriedades físicas (textura, estrutura,

permeabilidade, densidade), químicas, mineralógicas e biológicas do solo, e os fatores intrínsecos a qual engloba o comprimento, a forma, o declive de rampa além do sistema de manejo adotado associado ao tipo de cobertura do solo.

A erodibilidade do solo se manifesta pelas condições de reação do solo aos processos erosivos de natureza hidrológica. Estes processos consistem no destacamento das partículas do solo pelo impacto das gotas da chuva e seu transporte por escoamento superficial, seguido de deposição localizada. O depósito ocorre quando a capacidade de transporte é superada pela carga de sedimentos que está sendo transportada. A rugosidade contribui para diminuir a capacidade de transporte devido à redução da velocidade do escoamento/energia cinética. Acompanhado de outros processos de interação água-solo nos quais a infiltração e o fluxo da água no perfil desempenham um papel igualmente relevante.

É difícil quantificar de modo preciso a erosão e a produção de sedimentos em bacias hidrográficas devido à complexidade do processo erosivo, que envolve grande número de variáveis interdependentes, e que é caracterizada como um fenômeno de alta complexidade, bastante difícil de ser descrito analiticamente (LOPES & SRINIVASAN, 1981). Também a falta de registros confiáveis devido à má manipulação associada à baixa precisão dos instrumentos de medição também são problemas a serem considerados.

A degradação das bacias hidrográficas pela ação antrópica, associada aos fenômenos naturais de precipitação, como os verificados nas regiões tropicais, resulta em um aumento das quantidades de solo (sedimento) que chega aos rios e reservatórios, que é muito maior que aquelas produzidas em condições de equilíbrio natural (PAIVA & PAIVA, 2003). Um exemplo disso é o impacto do desmatamento que é muito mais significativo quando realizado o plantio agrícola de culturas anuais. Nessas condições ocorre aumento da produção de sedimentos e da vazão média de longo período (MENDES, 2005). Apesar de distribuída e consolidada, a prática agrícola tem forte impacto sobre a vida útil dos futuros reservatórios de energia do sistema e sobre a própria sobrevivência da produção agrícola regional.

Os estudos de erosão em Sistema Plantio Direto estão limitados a pequenas parcelas (BASIC et al., 2004), onde se mantém a declividade, com variação da intensidades da precipitação através de chuva simulada. Parcelas de erosão após vários anos de funcionamento podem resultar no esgotamento de material disponível para o descolamento do solo devido à criação de uma camada blindada sobre a

superfície do solo e a ausência de entrada de material transportado do lado de fora da parcela (ROMERO-DÍAZ et al., 1999).

Estudo comparativo de parcelas abertas e fechadas (30 m<sup>2</sup>) acompanhados durante períodos de 8 e 15 anos, respectivamente BOIX-FAYOS et al. (1999), apoia a teoria da esgotamento de material disponível, devido à blindagem superficial do solo. Este estudo mostra como a chuva diminuiu a geração do escoamento ao longo do tempo em parcelas fechadas enquanto por outro lado aumenta o movimento de sedimentos com o tempo em parcelas abertas.

Isso não se verifica em bacia hidrográfica onde o sistema é complexo e os parâmetros são de difícil controle e avaliação. Devido a essa maior dificuldade os dados obtidos em parcelas erosivas uniformes são transferidas para a escala de bacias hidrográfica o que não coincide com os estudos de bacias, será que em parcelas os valores de erosão estão subestimados em relação a bacias? Dessa forma há necessidade de estudos de longo prazo em bacias hidrográficas, para descrever com maior exatidão os reais impactos que a atividade agrícola traz frente aos recursos hídricos.

Os recursos hídricos são de valor inestimável para o bem estar da sociedade, a água é um bem de consumo fundamental em quase todas as atividades humanas (LANNA, 1997). O aumento da intensidade e variedade de usos sem um planejamento prévio e adequado tem gerado muitos impactos nas bacias hidrográficas. Esses são normalmente iniciados com a retirada da vegetação original ocasionando uma mudança na estrutura vertical da paisagem. A eliminação desse elemento que será substituído por outro de natureza distinta, seja para cultivo agrícola ou construção, provocará alterações na sua dinâmica geral, a começar pelo ciclo hidrológico que é afetado.

## 2.5 Técnicas de monitoramento e modelagem da erosão na escala de bacia

### 2.5.1 Monitoramento de bacia hidrográfica

O comportamento hidrológico da bacia hidrográfica é função de suas características geomorfológicas (forma, relevo, área, geologia, rede de drenagem, solo, dentre outros) e do tipo da cobertura vegetal (LIMA, 1986). Os estudos morfométricos de formas de relevo e da rede de drenagem são instrumentos básicos para o desenvolvimento de planos de gestão que visem à utilização racional do meio ambiente e a compreensão dos processos naturais atuantes neste meio.

Assim existe a necessidade de monitoramento de eventos hidrológicos que ocorrem quando há precipitação, que geram aumento na vazão ( $Q$ ) do curso d'água. Este aumento de nível pode ser acompanhado por uma elevação na concentração de sedimentos em suspensão (CSS), que por sua vez irá depender da disponibilidade de sedimentos na área de captação da bacia. A partir do monitoramento da vazão e da concentração de sedimentos em suspensão CSS, podem ser elaborados hidrogramas e sedimentogramas a partir dos quais é possível estudar a variabilidade temporal dessas duas variáveis (STOTT, 2006). Deste modo, é possível inferir sobre o comportamento hidrossedimentológico de uma bacia.

A metodologia tradicional de monitoramento hidrossedimentométrico é baseada na obtenção de uma série temporal de dados de precipitação de um determinado período onde a qualidade dos resultados vai depender do tempo da obtenção dos dados e da pesquisa, sendo que são a vazão e a concentração de sedimentos que possibilitam o cálculo do fluxo de sedimentos. Segundo VANONI, (1975), esse fluxo é caracterizado pela descarga sólida em suspensão (massa por unidade de tempo) e a produção de sedimentos, que é a integração do fluxo no tempo.

Na descrição desses processos que determinam a distribuição da CSS em uma determinada seção de um canal fluvial, a variabilidade vai depender das condições relacionadas aos processos erosivos predominantes e da capacidade de transporte dos sedimentos (WALLING, 1999; MINELLA et al., 2009). Desse modo durante um evento, os valores da CSS na fase de ascensão do hidrograma são

diferentes dos valores para a mesma vazão durante a descida do hidrograma. A qualidade dos resultados será melhor quanto maior for à frequência de amostragem. Um número maior de amostragem em um menor intervalo de tempo aumenta a probabilidade do momento da coleta coincidir com os eventos de cheia, que são responsáveis pela maior parte da produção de sedimentos. WALLING (1983) ressalta que a frequência com que as amostragem são realizadas, afeta sensivelmente a estimativa do fluxo em suspensão.

Portanto, para a obtenção de resultados satisfatórios não deve-se estimar uma amostra baseada em coletas trimestrais pois estas coletas não corresponderiam à estimativa de amostragem semanal, diária ou horária, podendo haver uma subestimativa da produção de sedimentos quanto maior for o intervalo entre as medidas. Em um programa de monitoramento hidrossedimentométrico de alta frequência, as principais limitações estão relacionadas com o deslocamento até a seção de monitoramento e ao alto custo de coleta e da análise da concentração de sedimentos em suspensão (HOROWITZ, 2003 ; MERTEN et al., 2006).

Uma alternativa ao monitoramento manual é a possibilidade de agregar equipamentos automáticos que complementarão a obtenção de dados, dando suporte na coleta de dados na ausência de um hidrotécnico, mas que não substitui completamente o monitoramento manual. O monitoramento manual é de extrema importância e não pode ser desconsiderado, e o monitoramento automático deve ser considerado apenas como ferramenta que complementa e dá suporte ao monitoramento manual. Uma destas tecnologias de monitoramento automática é a turbidimetria, que permite a coleta contínua de dados (GLYSSON & GRAY, 2002; MINELLA et al., 2008), sendo considerada uma técnica promissora na estimativa da concentração de sedimentos em suspensão.

O valor da turbidez é correlacionado com a concentração de sedimentos obtidos em alguns eventos de cheia, ou seja, no intervalo em que o nível do rio se eleva até seu pico máximo até o momento que o nível do rio volta a um valor próximo do inicial. É importante salientar que a utilização de turbidímetros é uma metodologia complementar para o monitoramento da concentração de sedimentos em suspensão, devendo ser realizado em conjunto com técnicas tradicionais de coleta de dados, para a verificação e calibração do turbidímetro.

### 2.5.2 Taxa de transferência de sedimentos (SDR)

O procedimento mais usual para a estimativa das perdas de solo pela erosão bruta é a aplicação do modelo da Equação Universal de Perdas de Solos Revisada (RUSLE), que pode ser direta ou acoplada a um sistema de informações geográficas. De acordo com DE VENTE et al. (2007) a propagação da erosão bruta para a produção de sedimentos e o aporte de sedimentos à rede de drenagem é estimada através de índices empíricos de transferência de sedimentos, como o SDR (Sediment Delivery Ratio). Nem todo o material que é mobilizado em seu local de origem é transportado para fora da bacia. Isto dependerá do tamanho das partículas, da dinâmica do escoamento, da topografia, da vegetação e das condições do canal fluvial. Ficando esse material depositado dentro dos limites da bacia, tanto na calha como nas depressões do terreno. Para melhor entendimento é estabelecida uma relação entre a produção de sedimentos e a erosão total na bacia, essa relação é denominada taxa de transferência de sedimentos.

A taxa de transferência de sedimento (Sediment Delivery Ratio - SDR) é uma porcentagem que relaciona a produção de sedimento no ponto específico de medição na bacia hidrográfica e a erosão total que ocorre a montante do ponto estabelecido. A produção de sedimentos é definida como o sedimento total que passa pelo exutório da bacia hidrográfica. A produção de sedimentos é função da quantidade de erosão total dentro da bacia e a eficiência do sistema de drenagem em transportar os materiais erodidos para fora da bacia (GLYMPH, 1954; CHOW, 1964). O sedimento gerado no relevo declivoso será depositado na vertente e cabe o sistema de drenagem redistribuir os sedimentos armazenados.

De uma forma geral quando maior uma bacia maior as chances de ocorrer deposição e menor a taxa de transferência, isso por que com o aumento da bacia se tem uma diminuição da declividade nas áreas a jusante. No entanto há incertezas para esse método devido as variáveis de solo, relevo, cobertura e área de drenagem entre outros fatores que influenciam a taxa de transferência da vertente até o exutório (DE VENTE et al., 2007).

Portanto, a produção de sedimentos varia de bacia para bacia conforme a combinação de diversos fatores. Além da cobertura vegetal, outros fatores estão relacionados à produção de sedimentos (MISHRA et al., 2006). A magnitude da taxa

de transferência de sedimento de uma bacia hidrográfica será influenciada pelos fatores geomorfológicos, ambientais e hidrológicos. Sendo a precipitação o principal fator hidrológico (WALLING, 1983), seguido da extensão e localização das fontes de sedimento, relevo e características da declividade, padrão de drenagem e condições dos canais, bem como à cobertura vegetal, aos usos do solo e à textura.

Em Bacia hidrográfica uma parte do sedimento erodido para a rede de drenagem encontrará seu caminho para o exutório e será representado como produção de sedimento. Outra parte do sedimento erodido poderá ser depositado/armazenado, temporariamente ou permanentemente, nas encostas ou nos próprios canais (WALLING, 1983). O SDR funciona como um indicador, pois segundo WALLING (1999) um baixo valor da SDR indica que a bacia possui bom sistema de retenção de sedimentos, sendo que o SDR está intimamente relacionado com a topografia, clima, solo, cobertura vegetal e condições de usos do solo, (MORGAN, 2005).

O SDR é uma forma simples de conhecer a dinâmica de sedimentos dentro da bacia e a sua interação com as características físicas. No entanto, a SDR apresenta limitações em seus resultados. Segundo WALLING (1983), a limitação da aplicação de algumas equações ocorre devido à complexidade dos processos de transferência de sedimentos e suas interações com as características da bacia. Ainda, o conceito do SDR envolve diversos problemas como a falta de estudos detalhados dos processos, caminho percorrido, deposições e constância temporal envolvidos nos processos de transferência, por isso estas relações devem ser estudadas.

Os modelos erosivos são de vasta importância por permitir localizar espacialmente as áreas com processos erosivos mais acentuados, favorecendo a tomada de decisão, facilitando o planejamento da rede de monitoramento sedimentométrico e, permitindo a estimativa de variações na carga de sedimentos devido a alterações no uso do solo.

### 2.5.3 Modelagem matemática

Nas últimas décadas foram desenvolvidos uma série de modelos diferentes com a proposta de descrever e estimar a erosão hídrica e a produção de sedimentos. Porém os objetivos de cada modelo varia consideravelmente tanto em escalas espaciais e temporais quanto na sua base conceitual e fundamental (DE VENTE & POESEN, 2005).

Os modelos servem para considerar as inter-relações entre os processos, entender os sistemas, simplificar e testar teorias e prever a evolução futura através de estudos de cenários que são heterogêneos e em geral de grande escala. Dentro desta abordagem, dois tipos de modelos são utilizados para estimar as taxas de erosão, os modelos empíricos e modelos de base física (MORGAN & QUINTON, 2001).

Modelos empíricos são baseados estatisticamente em relações significativas entre a saída do modelo desejado e o de entrada. Sua principal vantagem é a simplicidade. O modelo mais conhecido e amplamente aplicado para previsão de perdas de solo por erosão hídrica é a Equação Universal de Perda de Solo (USLE) (WISCHMEIER & SMITH, 1978) e seus derivados Equação Universal de Perdas de Solo Revisada (RUSLE). Modelos de base física utilizam relações matemáticas para descrever processos, e são conseqüentemente mais uniformemente aplicáveis. Além disso, cenários anteriores, entre outros fatores, são levados em conta, sendo que a erosão pode ser simulada em múltiplas escalas (temporal e espacial). No entanto, a sua aplicabilidade é limitada pela grande solicitação de dados, sendo demorado, relativamente complexo e às vezes pouco amigável ao usuário (DRAKE & VAFEIDIS, 2004; GOBIN et al., 2006).

A grande maioria dos modelos atuais é baseada na utilização de Sistemas de Informação Geográfica (SIG), o que garante vantagem pela simplicidade do modelo RUSLE e da disponibilidade de parâmetros para a modelação da erosão do solo em SIG. Esta metodologia vem sendo utilizada para estimar a perda de solo e a identificação de áreas com elevado potencial de erosão em bacias hidrográficas.

Os modelos que estabelecem a ação da erosão hídrica podem ser usados no planejamento de uso do solo, pois possibilita, comparar perdas efetivas de solo com a tolerância de perda permitida para cada tipo de solo, tanto do ponto de vista

agrícola, quanto ambiental (BERTOL et al., 2000). Para isso, é necessário quantificar os fatores componentes envolvidos nos modelos de erosão hídrica e, posteriormente, validar o referido modelo para cada local e condição edafoclimática.

A modelagem empírica considera os efeitos da chuva, erodibilidade do solo, comprimento de declive, declividade, cobertura vegetal e medidas complementares de proteção do solo. Ela prevê a perda de solo através da erosão laminar, onde os processos de erosão em sulcos e entressulcos estão contemplados em parcelas de perdas de solo. O RUSLE não considera questões relacionadas à umidade do solo e hidrologia da paisagem, ambas muito importantes para a erosão da paisagem (KINNELL, 2010). Embora o seu desenvolvimento seja baseada em dados dos EUA, tem sido utilizado largamente em todo o mundo. A grande maioria dos países europeus tem aplicado esse modelo em seus territórios (ECKELMANN et al., 2006).

A RUSLE sofreu vários melhoramentos em alguns fatores, que incluem alguns novos mapas que foram revisados, com uma abordagem de tempo variável para o fator erodibilidade do solo, e subfatores para avaliar a cobertura do solo, e uma nova equação para representar inclinação e comprimento do declive com novos valores de práticas de conservação RENARD et al. (1997). Foram concebidas para prever ao longo de um período de tempo a perda anual e média de solo. Ambos os modelos são representados pela equação envolvendo seis fatores de erosão.

$$A = R.K.L.S.C.P \quad (2.1)$$

O fator R representa a erosividade associada à precipitação média ( $\text{MJ ha}^{-1} \text{mm h}^{-1}$ ), K o fator de erodibilidade do solo ( $\text{t h MJ}^{-1} \text{mm}^{-1}$ ), L o fator de comprimento de encosta, S é o fator de declive, C é o fator relativo à cobertura vegetal e P o fator de prática agrícola ou medidas de controle de erosão.

A equação utilizada possui dois objetivos principais que é dar suporte ao planejamento conservacionista de terras agrícolas, por possibilitar a simulação de sistemas produtivos com culturas diversas com manejos e práticas distintas, e previsão da perda total de solo com dados representativos das condições locais (WISCHMEYER, 1962).

A utilização de modelos preditivos como a RUSLE deve levar em conta que os processos erosivos envolvem uma vasta gama de escalas que incluem parcela experimental (BASIC et al., 2004), a escala de bacia hidrográfica, podendo ser em escalas regionais e nacionais de acordo com os interesses de legisladores e com a necessidade de desenvolvimento de políticas. Muitos estudos têm sido desenvolvidos para monitorar a erosão em áreas agrícolas (LUFABA et al., 2003). Esses trabalhos têm demonstrado que as taxas médias de perda de solo em escala de bacia, são muito maiores do que áreas do tamanho de parcelas, o que reforça a importância das escalas (AMORE et al., 2004).

De acordo com KINNELL (2001), a RUSLE não considera diretamente o escoamento superficial. Dessa forma esse atributo pode gerar erros sistemáticos na previsão de eventos erosivos, o que, por sua vez, pode levar a erros na previsão da média anual de perda de solo.

Dentre os critérios que devem ser considerados ao utilizar SIG para a aplicação da RUSLE em bacias hidrográficas, um dos mais importantes refere-se ao tamanho das células da grade. MOLNÁR & JULIEN (1998) aplicaram a RUSLE na bacia hidrográfica de Goodwin Creek, Estado do Mississippi/EUA, em diferentes tamanhos de grade (de 30x30m a 6x6 km) concluindo que quando o tamanho das células aumenta, os valores de declividade para células individuais diminuem, o que leva a uma subestimação da perda de solo.

No Brasil, a RUSLE tem sido largamente utilizada em trabalhos de gestão agrícola e de pesquisa, entre eles podemos citar (RANIERI et al., 1998; BUENO & STEIN, 2004; SOUZA et al., 2006; STIPP et al., 2011; e PULIDO GÔMES, 2012). Sendo que resultados obtidos a partir da RUSLE, são aplicados para definir o estado ambiental atual das bacias hidrográficas associado à SIG, nesse sentido foi simulado em uma bacia de 900 km<sup>2</sup> no estado do Paraná sob plantio direto, onde houve o desmonte das curvas de nível, com a simulação da erosão no uso atual, sendo que estiveram acima de 50 t ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup>, sendo que 46,78 % da área estiveram com taxas de erosão a nível alto a muito alto (STIPP, 2011). Dessa forma em uma bacia agrícola de 610 km<sup>2</sup> no noroeste do estado do Rio Grande do Sul com plantio de soja SOUZA, (2006) usando a RUSLE estimou uma erosão bruta de 34 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> que podemos considerar média para o sistema de plantio direto. Por outro lado PULIDO GÔMES (2012), estimou a erosão em todo o território Brasileiro com a

Equação Universal de Perdas de Solo Revisada, obtendo valores de erosão que variaram de 160 a 460 t km<sup>-2</sup> ano<sup>-1</sup> para esse nível de escala.

Para uma pequena bacia hidrográfica de 10 km<sup>2</sup> na Etiópia, BRHANE & MEKONEN (2009), obteve uma média de 9,63 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> chegando a limites de 35 t. ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> para áreas mais declivosas. Resultado semelhante foi obtido no norte da China para 47,5 Km<sup>2</sup> da área da bacia, a erosão média ficou em 9.86 t. ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> sendo em apenas 2,90% e 1,84% obteve erosão severa a muito grave CHEN et al., (2011). No entanto DEMIRCI & KARABURUN (2012), em uma pequena bacia de 12 km<sup>2</sup> na Turquia encontrou em um quinto da área risco de erosão valores entre 1 e 3 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, sendo que, em 11% da área de estudo esta sob alto risco com perda de solo entre 5 e 10 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>. Já PARVEEN & KUMAR (2012) em uma bacia de 942 km<sup>2</sup> na Índia obtiveram perda de solo com média anual estimada em 12,2 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> usando RUSLE, sendo que a bacia possui 84% com uso agrícola o que chegou ao limite de 80 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> em áreas declivosas.

Qualquer perda de solo superior a 1 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> é considerado como irreversível num período de tempo de 50-100 anos (KOULI et al., 2009). Quando a quantidade de perda de solo é examinada em torno de do mundo, vê-se que muitos países têm sofrido de erosão do solo. Cerca de 90% das áreas de cultivo nos EUA a perda de solo está entre 5 e 12 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> (PIMENTEL et al., 1995), enquanto a perda de solo média global é de 6 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> (WILKINSON & McELROY, 2007). Esses resultados demonstram a necessidade de implementação de medidas de conservação do solo eficaz para reduzir o risco de erosão.

Dessa forma, é possível notar que a aplicação da RUSLE em ambiente SIG tem se mostrado uma ferramenta de grande valia para o estudo do gerenciamento dos recursos naturais em escala de bacia hidrográfica, pois torna o planejamento mais dinâmico e eficiente, permitindo melhor avaliação e, principalmente ajudando no processo de tomada de decisão.



### **3 MATERIAL E MÉTODOS**

Para alcançar os objetivos propostos deste trabalho foi elaborada uma sequencia de etapas que podem ser separadas nas seguintes atividades:

1. Monitoramento hidrossedimentológico e cálculo da produção de sedimentos em suspensão.
2. Coleta de uma malha amostral de solos para a determinação dos parâmetros necessários à estimativa da erosão.
3. Análise fisiográfica da bacia (relevo, solo e uso) em SIG..
4. Estimativa da erosão bruta através da modelagem matemática.
5. Determinação e estimativa da taxa de transferência de sedimentos.

#### **3.1 Localização, clima, solos e uso da região de estudo**

A bacia hidrográfica do Rio Conceição está localizada no Noroeste do estado do Rio Grande do Sul no Planalto Médio e compreendem os municípios de Augusto Pestana, Boa Vista do Cadeado, Ijuí e Cruz Alta. Esses municípios estão situados no planalto médio do estado do Rio Grande do Sul, aproximadamente 250 km de Santa Maria, pertencente à bacia do Rio Uruguai. As principais atividades econômicas desenvolvidas estão relacionadas com a agricultura e a pecuária, sendo a soja, milho, trigo, aveia, carne e leite os principais produtos obtidos.

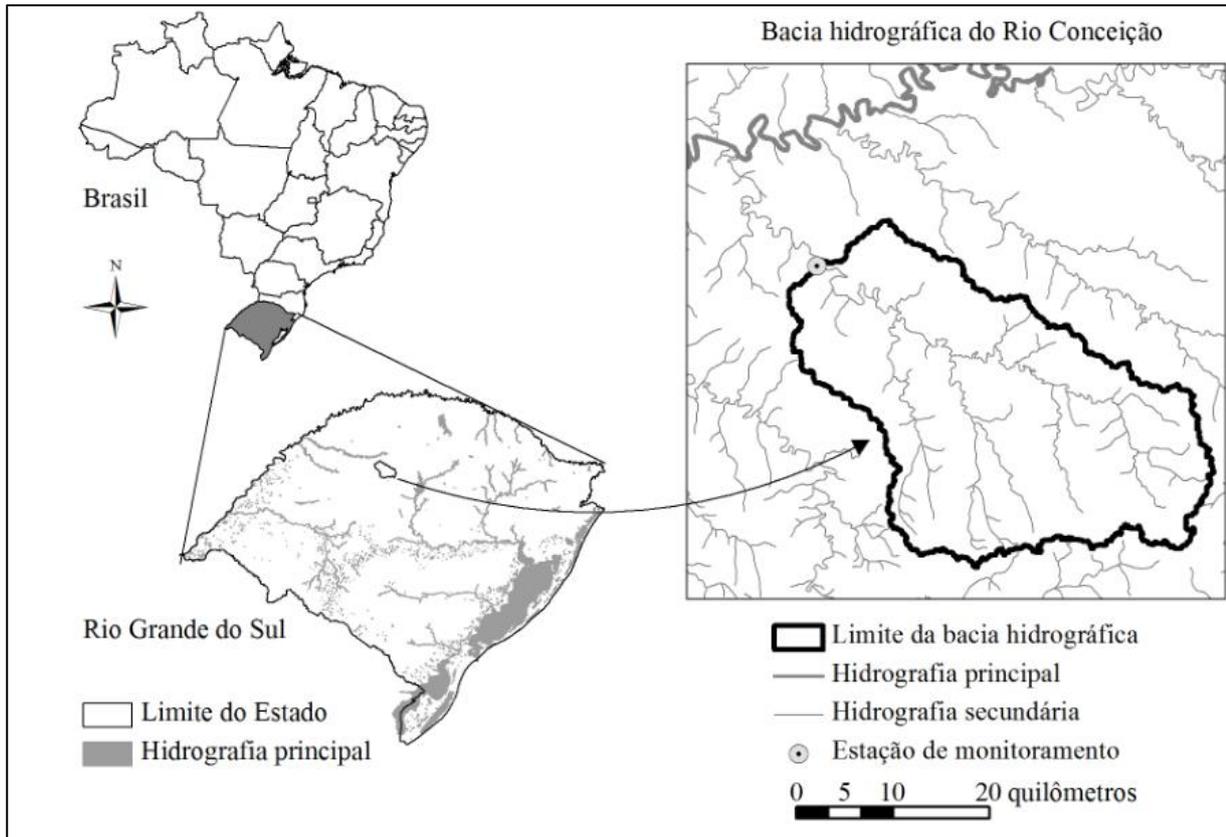


Figura 1 – Localização da área de estudo a nível de Brasil, estado e representação da bacia hidrográfica da bacia do rio Conceição.

A região sul do Brasil é limitada a leste pelo Oceano Atlântico e o seu relevo é relativamente elevado (pode alcançar 1500 m) apresentando formas de planaltos simples. Está situada ao sul do Trópico de Capricórnio e possui quatro estações bem marcadas. A temperatura do ar acompanha a variação sazonal, de maneira que pode alcançar valores próximos a 0 °C no inverno e valores máximos de verão que ultrapassam 35 °C (CHEVALLIER, 1991). Esse mesmo autor descreve a região sul do Brasil como local de confronto de diversas grandes massas de ar que, conforme seu movimento condiciona variações climáticas, particularmente as precipitações.

O clima da região que abrange a bacia do rio conceição, segundo BELTRAME (2000), está dentro da classificação mesotérmico brando superunido sem seca (Cfa), assim descrita por Köppen: Cfa - temperatura média das máximas superior a 22 °C e a média das mínimas entre 8 °C com verão quente.

O clima na região de Ijuí e Cruz Alta foi descrito por CHEVALLIER (1991) que menciona NIMER (1989) ao definir o clima da região sul do Brasil como um clima mesotérmico do tipo temperado, caracterizado por sua homogeneidade e por sua unidade regional.

Sistemas circulatórios atmosféricos, juntamente com um relevo regional de planalto e planícies de formas relativamente atenuadas, faz com que a região em estudo seja geralmente bem irrigada e que, ainda por causa dessa circulação atmosférica privilegiada, a propriedade mais notável do regime local de precipitações é a distribuição praticamente uniforme dos eventos chuvosos através do ano (CHEVALLIER, 1991). Apesar desta distribuição uniforme de precipitação, podem ocorrer eventos intensos com precipitações diárias acima de 60 mm bem como índices abaixo de 5 mm mensal, pois a região está sujeita aos fenômenos de El Niño e La Niña.

A vegetação da região tem-se como referência o Rio Ijuí, que demarca o limite sul da Floresta Estacional Decidual, a partir desse ponto, profundas reentrâncias de campo surgem, modificando a fisionomia da paisagem, caracterizando a Estepe Gramínio-Lenhosa, com presença de floresta de galeria (BRENA, 2003). Pode apresentar árvores de porte arbóreo constituído, ou estar totalmente destituída de componentes arbóreos, como é o caso das regiões campestres localizadas mais ao sul (RAMBO, 1994).

A Estepe Gramínio-Lenhosa com floresta de galeria se constitui de um estrato ocupado, principalmente por espécies de gramíneas, adaptadas para viver nesse ambiente muitas delas apresentando espinhos, ou até, pilosidades nas folhas. (IBGE, 1992). A vegetação lenhosa se distribui em locais com acidentes mais pronunciados do relevo, em locais mais protegidos do vento e de outras intempéries, estando condicionada a ambientes mais férteis, ou seja, microambientes mais favoráveis.

As formações florestais que ocorrem em meio ao campo, são denominadas comumente de capões, que se constituem, basicamente, de espécies das matas mais densas, porém em número e volume mais restrito. (BRENA, 2003). A diferença entre esses núcleos de matas isoladas pelo campo, das florestas mais densas do Alto Uruguai, é a ausência de grande número de espécies arbóreas secundárias, que darão um aspecto de mata fechada, como é o caso das florestas típicas da borda do planalto, e da região norte do Estado (RAMBO, 1994).

A altitude desta região é de 300 a 500 metros, possuindo relevo ondulado a suavemente ondulado, formado por elevações com centenas de metros de comprimento e declive que varia de 3 a 10%, podendo ocorrer, em relevo mais forte, acima de 15% de declive. A amplitude vertical das ondulações situa-se entre 50 e 100 metros (AZEVEDO & DALMOLIN, 2006).

O Planalto surgiu de uma vasta massa de lavas basálticas, em grandes enchentes de lava vulcânica decorrentes das maiores erupções conhecidas como “trapp”, que conferem certas características geológicas a essa região do país. A formação do solo com a espessura do perfil decorre do intemperismo nas rochas na superfície terrestre, provocado pela ação integrada de fatores como clima, material de origem, relevo, organismos e tempo (AZEVEDO & DALMOLIN, 2006).

O basalto, elemento que dá origem ao solo da área em estudo, originou-se a partir dos grandes derrames eruptivos da era mesozóica. Essas sucessões de derrames formaram uma série de pseudocamadas que, trabalhadas pela erosão diferencial nas encostas, fizeram surgir uma topografia em escada (SCHWABE, 1987), sendo essas as últimas transformações geológicas ocorridas no sul do Brasil.

O planalto de lavas basálticas triássicas que apresenta nessa região, esteve associado a uma série de dissecamentos primários em forma de coxilhas suaves e onduladas, sendo a drenagem do tipo regular condicionada. Conforme há maior encaixamento da drenagem, há maior dissecamento deste planalto, aparecendo então, terrenos fortemente ondulados. Essa área foi denominada de platô dissecado transicional (INCRA, 1994). O local em estudo se caracteriza pela ocorrência de rochas vulcânicas da formação Serra Geral e de uma camada sedimentar sobreposta, pertencente à formação Tupanciretã.

Os basaltos são as rochas ígneas vulcânicas mais abundantes e sua maior ocorrência é na forma de derrames. No Brasil, constituem a Formação Serra Geral da Bacia do Paraná, onde perfazem mais de 90% das rochas vulcânicas aí existentes. O material geológico de sua superfície apresenta solos férteis com elevado teor de bases permutáveis, principalmente cálcio e magnésio, e é formado pela evolução das rochas efusivas básicas, principalmente basalto (SCHWABE, 1987). Os solos da formação Tupanciretã apresentam grande fração de areia, boa drenagem e alto potencial erosivo. Já os solos residuais de basalto apresentam textura argilosa de cor vermelha escura, com uma drenagem bem desenvolvida.

Os principais solos na bacia do rio Conceição são os Latossolos (maior expressividade na bacia), seguido dos Nitossolos e Argissolos. Os Latossolos são solos com maior grau de intemperização, muito profundos, bem drenados com baixa fertilidade natural devido a maior lixiviação das bases. Eles se caracterizam por apresentar avançado estágio de intemperização, são muito evoluídos, resultantes de enérgicas transformações no material original. Variam de fortemente a bem drenados, embora ocorram alguns com drenagem moderada ou mesmo imperfeitamente drenados. São normalmente muito profundos, com sequência de horizontes A, Bw, C, apresentando pouca diferenciação e com transições difusas ou graduais.

Os Nitossolos Vermelhos são constituídos por material mineral, com horizonte B nítico de argila com atividade baixa, textura argilosa ou muito argilosa, estrutura em blocos subangulares, angular ou prismática moderada ou forte, com superfície dos agregados reluzente, relacionada a cerosidade. Apresentam horizonte B bem espesso em termos de desenvolvimento de estrutura e cerosidade, mas com inexpressivo gradiente textural. Em geral, são moderadamente ácidos a fortemente ácidos, com saturação por bases baixa a alta, às vezes álicos, com composição caulínica e, por conseguinte com argila de atividade baixa. Os Nitossolos Vermelhos lembram agregados nítidos e reluzentes no Horizonte B, sendo solos profundos e muito similares aos Latossolos (STRECK et al., 2008).

Os Argissolos constituem-se pela presença de horizonte diagnóstico B textural, apresentando acúmulo de argila em profundidade devido à mobilização e perda de argila da parte mais superficial do solo. A transição entre os horizontes A, E e B é usualmente abrupta ou gradual. Apresentam profundidade variável, podendo ser forte a imperfeitamente drenados. A textura varia de arenosa a argilosa no horizonte A e de média a muito argilosa no horizonte Bt (B textural), sempre havendo aumento de argila do horizonte A para o horizonte B, sendo solo normalmente ácido.

Os Neossolos, apesar de não ser possível mapeá-los na escala utilizada, são constituídos por material mineral pouco espesso a espesso. Possui origem a partir da intemperização do Basalto da Formação Serra Geral caracterizam-se, pela composição granulométrica variada. São solos susceptíveis à erosão, pois apresentam baixo teor de matéria orgânica e baixa capacidade de drenagem, na

região está concentrado nas áreas mais baixas e estão associados à rede de drenagem, principalmente nas cabeceiras de nascentes.

A ocupação do solo na bacia do Rio Conceição é principalmente pela atividade agrícola, sendo baseada na produção de grãos de soja (*Glycine max*) e trigo (*Triticum spp.*) e o cultivo de pequenas áreas de pastagem de inverno para o gado de leite, aveia (*Avena strigosa*) e azevém (*Lolium multiflorum*). O manejo do solo para a produção de grãos é baseada no sistema de plantio direto (SPD), na grande maioria das áreas possui a ausência de barreiras físicas para a contenção da enxurrada (terraços e cultivo em contorno). Ainda, somam-se ao uso e ocupação da bacia as áreas úmidas e de florestas, bem como a urbanização que não é significativa nesta bacia, sendo composta principalmente pelos municípios de Augusto Pestana, Boa Vista do Cadeado e Cruz Alta.

A bacia do rio Conceição não é totalmente rural, a ocupação urbana chega ao máximo a 2% de sua área (cerca de 1600 ha de ocupação densa). Essa bacia é ocupada com agricultura na maior parte de sua extensão e com pecuária em menor área na totalidade do ano.

As principais culturas da região são a soja e o milho como culturas de verão e o trigo e a aveia como culturas de inverno. Em uma parte menor da bacia é desenvolvida a pecuária outono/inverno em determinado período do ano. Na maior parte da bacia, em geral, os solos permanecem cobertos seja com lavoura ou pastagem. O solo fica descoberto na época da colheita permanecendo descoberto até a implantação da próxima cultura, isso às vezes se estende por longo período sem cobertura em muitas áreas. O plantio de verão (milho e soja) ocorre em agosto a novembro e sua colheita em janeiro a abril. As culturas de inverno (trigo e aveia), geralmente, são plantadas em maio e colhidas em outubro.

Apesar de praticamente toda a área apresentar lavouras com semeadura direta, algumas práticas inerentes ao SPD têm sido negligenciadas na região, por exemplo, ausência de rotação de culturas, baixa produção de biomassa, plantio no sentido de declive, com orientação independente do nível do terreno. O sistema adotado é basicamente as sucessões de culturas com soja no verão e trigo e/ou aveia no inverno. Não está estabelecida uma rotação criteriosa de culturas, sendo que a semeadura não segue o nível do terreno, mas sim o que melhor otimize as operações agrícolas. Assim se observa que não existe presença de barreiras de

contenção como curvas de nível e plantio em contorno com presença expressiva de resíduo, o que é estabelecido na totalidade da área.

O plantio direto quando dotado de todos os princípios, possui inúmeras vantagens que são inquestionáveis, porém quando usado de maneira inadequada frente a seus preceitos de sistema, resulta em redução da infiltração de água no solo, aumento das taxas de escoamento superficial, transferência de solutos, aumento da erosão e produção de sedimentos. Segundo OLIVEIRA et al., (2003), o manejo inadequado do solo condiciona à compactação do solo reduzindo a produtividade das culturas por ser um fator físico limitante ao crescimento das plantas e responsável por mudanças na distribuição do sistema radicular em profundidade (BEUTLER et al., 2004).

Desse modo a escolha da bacia hidrográfica está orientada pela necessidade de caracterizar a magnitude dos processos erosivos e hidrológicos em condições distintas e representativas de uso, solo e relevo, e que tem proporção considerável de ações de conservação do solo como a Bacia do rio Conceição.

### **3.2 Elementos para a determinação da erosão bruta**

A estimativa da erosão bruta na bacia do rio Conceição foi baseada na Equação Universal de Perda de Solo Revisada (RUSLE), RENARD et al., (1997) com o auxílio de um Sistema de Informação Geográfica para a espacialização dos fatores controladores (R – Erosividade, K – Erodibilidade, LS – Topografia, C – Uso e P – Manejo).

Para tanto foram utilizados o índice pluviométrico dos últimos 50 anos, mapa de solos e coleta de amostras de solo contemplando altitudes, declividades, usos e tipos de solo, com o uso do modelo digital do terreno para análise da topografia e imagens de satélite para a verificação da variabilidade espacial do uso do solo. Deve-se salientar que a determinação do manejo do solo foi realizada segundo observações qualitativas dos padrões utilizados na região, sendo que um grau de imprecisão está associado a essa informação, entretanto estabeleceram-se variações do fator C na tentativa de contemplar as possíveis práticas utilizadas, com cenário mais pessimista até o mais otimista do que possivelmente ocorre na bacia em questão.

### 3.2.1 Erosividade

A erosividade da chuva é diretamente proporcional ao produto de duas de suas características que são a energia cinética e a intensidade máxima em trinta minutos (WISCHMEIER & SMITH, 1978). Entretanto, devido à inexistência em muitos locais de séries de registros pluviográficos, vários autores procuraram correlacionar o índice de erosão (EI) com atributos climáticos que não requerem registros de intensidade de chuva (BERTONI & LOMBARDI NETO, 1998).

Para a estimativa da erosividade foram utilizados dados dos últimos 50 anos dos postos pluviométricos da Agência Nacional de Águas (ANA) e de um posto do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). Os dois postos cobrem a variabilidade espacial da bacia já que estão localizados nos dois extremos da bacia (montante e jusante).

O fator R expressa o potencial da chuva em causar erosão em uma área sem proteção. Uma das maneiras de expressá-la é através do índice  $EI_{30}$ , que é o produto da energia cinética total da chuva pela intensidade máxima (mm/h), calculada para uma duração de 30 minutos. Porém, como os registros pluviográficos são escassos ou inexistentes em alguns países, incluindo o Brasil, diversos autores tentaram correlacionar o índice de erosão com fatores climáticos. Esses fatores são, por outro lado, de fácil medição e não requerem registros de intensidade de chuva.

O fator de erosividade da chuva (R) foi calculado através da equação de (CASSOL et al., 2007; RUFINO et al., 1993) a partir de dados diários de precipitação observados em duas estações pluviométricas localizadas na bacia. Através de trabalhos de CASSOL et al. (2007) foi obtido por uma relação linear (Eq. 3.2) e outra potencial (Eq. 3.3) entre o coeficiente de chuvas (Rc) e a erosividade das chuvas (expresso pelo índice  $EI_{30}$ ).

$$EI_{30} = 109,65 * RC^{0,76} \quad (3.2)$$

$$EI_{30} = 330,86 + 34,54 * RC \quad (3.3)$$

Onde  $EI_{30}$  é o índice de erosividade da chuva ( $MJ \text{ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ ) e Rc é o coeficiente de chuva, dado em milímetros ( $Rc = p^2/P$ , onde p é a precipitação média

mensal, mm e P é a precipitação total média anual, mm).

RUFINO et al. (1993) também obteve uma relação linear (Eq. 3.4) para a região sul do Brasil que foi utilizada nesse trabalho.

$$R_x = 19,55 + (4,20 * M_x) \quad (3.4)$$

$R_x$  é fator R (MJ mm há<sup>-1</sup>h<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup>) para o mês,  $M_x$  é a de precipitação média mensal (mm) descrito por RUFINO et al. (1993).

O fator R foi estimado para a região da bacia do rio Conceição para o período dos últimos 50, 10 e 2 anos, os quais foram utilizados para verificar a influência da variabilidade temporal nos processos erosivos explorados nesse projeto.

Somando-se os índices  $EI_{30}$  de todas as chuvas individuais e erosivas de cada mês, obteve a erosividade mensal das chuvas. Somando-se os índices  $EI_{30}$  mensais, obteve-se a erosividade anual das chuvas. Fazendo-se a média da erosividade anual das chuvas no período monitorado (2011 a 2012), obteve-se o valor do Fator “R” da RUSLE para aplicação na região do rio Conceição.

### 3.2.2 Erodibilidade

O mais conhecido método indireto para a estimativa do fator K é o nomograma proposto por (WISCHMEIER et al., 1971). Entretanto, durante a elaboração deste método foram incluídos predominantemente solos de textura média do Meio-Oeste dos EUA. Desse modo, tem sido frequentemente observada a inadequação desse modelo as condições brasileiras (DENARDIN, 1990; SILVA et al., 2004).

A erodibilidade de um solo leva em conta a textura, conteúdo de matéria orgânica; características químicas, estrutura e permeabilidade. Essas informações podem ser obtidas a partir do levantamento de reconhecimento dos solos do Estado do Rio Grande do Sul (BRASIL, 1973), e principalmente a partir dos levantamentos a campo relacionados ao mapa de solos (STRECK et al., 2008), digitalizado com o objetivo de permitir a aplicação do SIG.

Dessa forma a erodibilidade do solo para a bacia do rio Conceição foi calculada a partir de variáveis físicas e químicas de solo coletadas em diferentes pontos dentro

da bacia a qual englobou todos os tipos de solo, uso e declividade, com profundidade de coleta que 0 a 20 cm. Para a determinação da erodibilidade do solo foram utilizadas as equações de ROLOFF & DENARDIN (1994) onde separa o solo em diferentes classes que são:

- Latossolos:  $Kl = 0,0437 * g^{0.5} - 0,035 * f - 0,0111 * d$  (3.5)

- Solos com b textural:  $Kt = 0,0917 * g^{0.5} - 0,0526 * f + 0,0176 * h$  (3.6)

- Outros solos profundos (> 1m):  $kp = 0,1038 * g^{0.5} - 0,0454 * d$  (3.7)

- Solos rasos (<1m):  $Kr = 0,0049 * c + 0,0331 * g^{0.5}$  (3.8)

Onde:

**d** = teor de  $Al_2O_3$  extraído por ácido sulfúrico (g/g).

**f** = teor de  $Fe_2O_3$  extraído por ácido sulfúrico (g/g).

**g** = silte (silte+h) silte em (g/g)

**h** = teor de areia fina 0.2-0.05 mm(g/g)

**c** = classe de permeabilidade do perfil.

Tabela 1 – Principais solos pertencentes à bacia do rio Conceição com a representação das frações granulométricas.

Principais classes de solo de acordo com a Embrapa (2006)	Argila	Silte	Areia	Areia Fina
			grossa	
Granulometria %				
Latossolo Vermelho distroférico típico	50,28	27,59	10,23	11,90
Latossolo Vermelho distrófico típico	50,60	20,90	10,14	18,37
Latossolo Vermelho Aluminoférrico húmico	46,28	32,61	7,49	13,62
Nitossolo Vermelho eutroférico típico	47,75	31,11	8,04	13,10
Argissolo Vermelho distrófico típico	13,53	13,08	16,17	57,23

A determinação dos teores de ferro dos solos relativos aos óxidos de baixa cristalinidade foi realizada pela extração com oxalato de amônia (ácido no escuro) conforme SCHWERTMANN (1964). Foi determinado o teor de ferro relativo aos óxidos de ferro pedogênicos pela extração com ditionito-citrato-bicarbonato/DCP, conforme MEHRA & JACKSON (1960).

Tabela 2 – Principais solos da bacia do rio Conceição com os teores de dos óxidos de ferro e alumínio.

Principais classes de solo segundo a classificação da Embrapa (2006)	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>
	g/g	
Latossolo Vermelho distroférico típico	0,026	0,0061
Latossolo Vermelho distrófico típico	0,023	0,0133
Latossolo Vermelho aluminoférico húmico	0,027	0,0123
Nitossolo Vermelho eutroférico típico	0,026	0,0073
Argissolo Vermelho distrófico típico	0,006	0,0061

Neste fator estão refletidas as propriedades específicas do solo que conduzem à sua maior fragilidade, considerando a estabilidade dos agregados e o tamanho das partículas. Solos ricos em silte, assim como solos arenosos pobres em matéria orgânica, são especialmente susceptíveis à erosão. Alguns solos são mais facilmente erodidos que outros, mesmo quando o declive, precipitação, cobertura vegetal e as práticas de controle de erosão são as mesmas. Essa diferença é devida as propriedades do solo (BERTONI & LOMBARDI NETO, 1998).

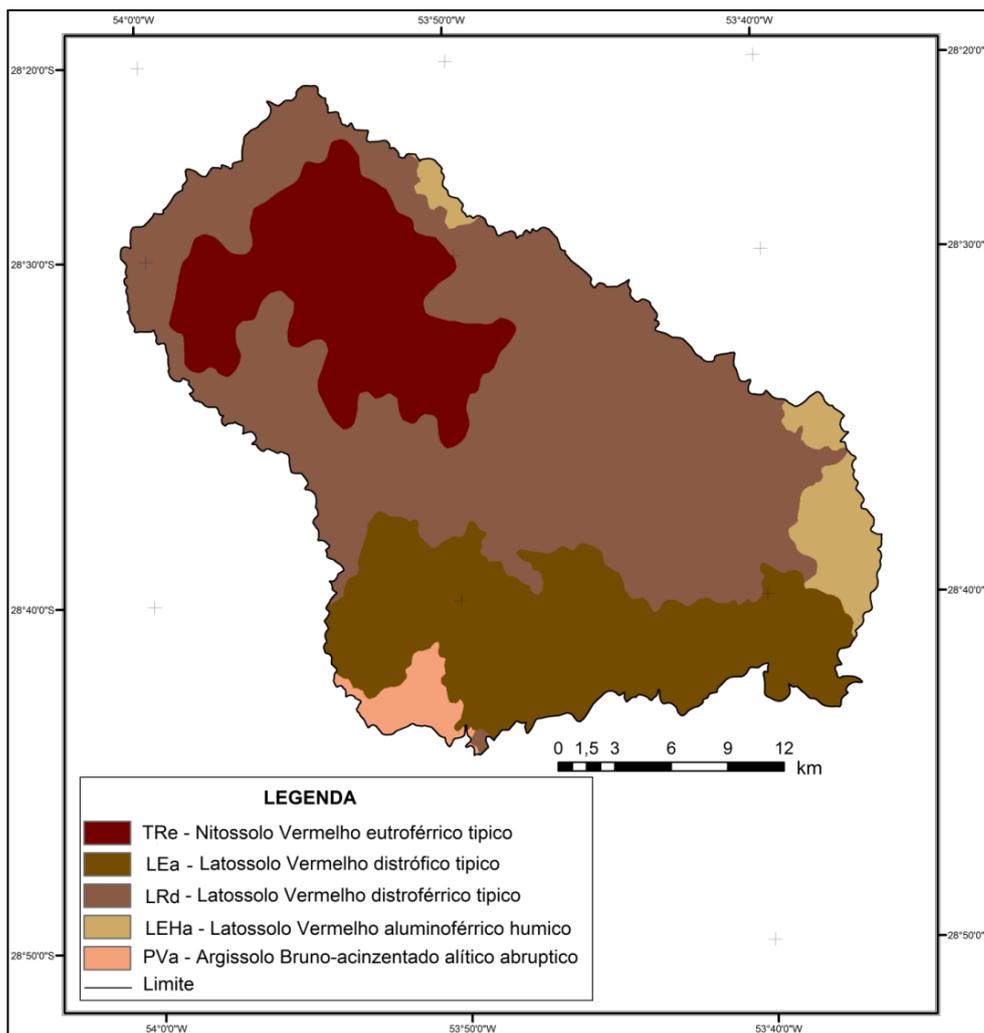


Figura 2 – Representação dos principais solos da bacia do rio Conceição.

Tabela 3 – Divisão em área dos principais solos da bacia do Rio Conceição.

Classes de solo	Área (ha)	Área (%)
Latosolo Vermelho distrófico típico	18954	52,1
Latosolo Vermelho distrófico típico	41900	23,6
Latosolo Vermelho aluminoférrico húmico	3798	4,7
Nitossolo Vermelho eutroférico típico	14120	17,6
Argissolo Vermelho distrófico típico	1638	2,0

O que se pode ressaltar que a erodibilidade estimada por modelos preditivos pode gerar erros e não representar o valor real da erodibilidade do solo, portanto

esses métodos desenvolvidos e adaptados às condições brasileiras não podem ser empregados sem restrições. No Brasil, os valores medidos e/ou estimados de erodibilidade do solo têm-se situado na faixa de 0,002 a 0,049 Mg ha h MJ<sup>-1</sup> mm<sup>-1</sup> ha<sup>-1</sup> (MARX et al., 1999).

### 3.2.3 Fator topográfico

Para o cálculo do fator LS da RUSLE foi utilizada uma metodologia que incorpora as características geomorfológicas das encostas. Assim, em áreas de grande extensão e/ou de complexidade topográfica, como em bacias hidrográficas, não é possível seccionar a área em muitos segmentos retilíneos de comprimento de declive, o que dificultava bastante a estimativa do fator topográfico. Com o advento do sistema de informação geográfica (SIG), vários algoritmos foram desenvolvidos para o cálculo automático do fator LS, a partir do modelo digital de elevação (MDE) dessa área. Dentre esses algoritmos, merecem destaque os desenvolvidos por DESMET & GOVERS (1996); VAN REMORTEL et al. (2004). Esses algoritmos possibilitam a estimativa do fator LS para cada pixel do MDE.

Para a determinação do fator LS foi utilizado o MDE SRTM/TOPODATA VALERIANO (2008), disponibilizado pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), no endereço eletrônico <http://www.dsr.inpe.br/topodata>. Os dados do TOPODATA foram obtidos por um processamento computacional para refinamento no tamanho da célula (pixel) para 24m.

O Fator LS é constituído por duas variáveis a qual engloba o comprimento de rampa (L) e a declividade (S). Com aumento do comprimento de rampa a erosão acelera, visto que aumenta o volume de água que escoar através de uma secção transversal a vertente e, conseqüentemente, aumenta a capacidade de remover partículas de solo. A inclinação e o comprimento de rampa determinam o fator de declividade, quanto maior o ângulo de inclinação e mais longa a encosta maior será a quantidade e velocidade com que a água escoar.

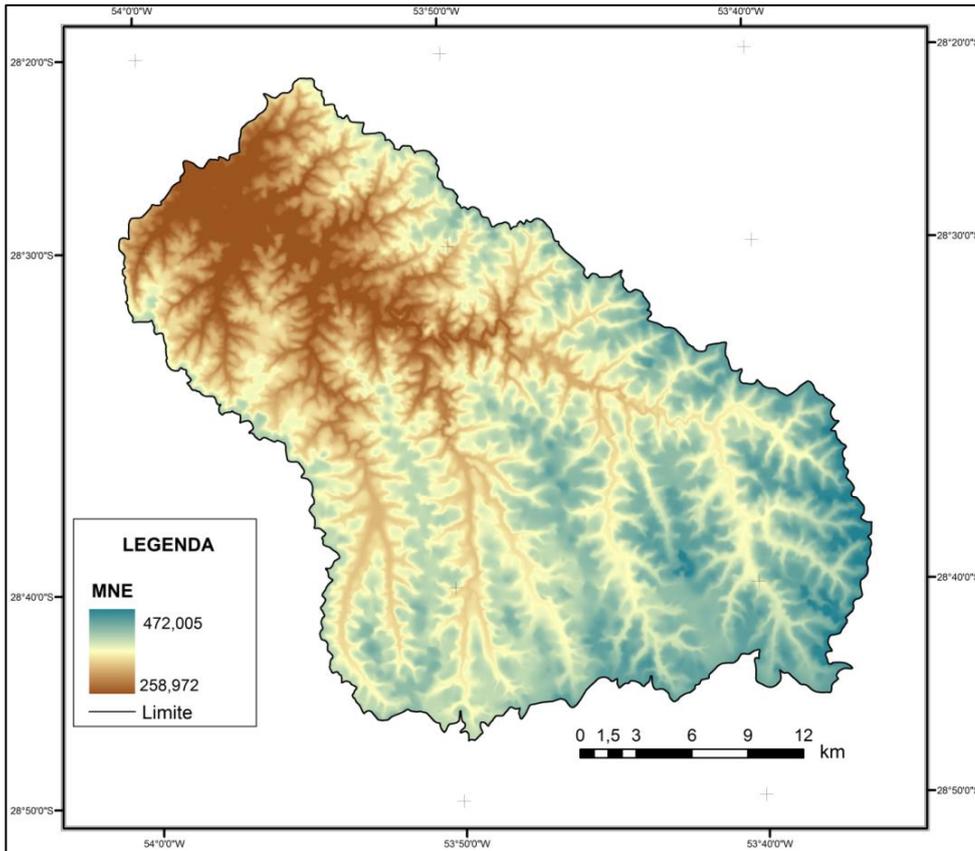


Figura 3 – Representação do modelo numérico de elevação MNE da bacia do rio Conceição.

O fator LS, derivou de métodos que são utilizados para representar espacialmente o fator LS em áreas de relevo desuniforme, como em bacias hidrográficas, por exemplo, baseados em MOORE & BURCH (1986) e em DESMET & GOVERS (1996). Utiliza-se uma nova conceituação para representar a equação que estima o fator LS. Posteriormente foi efetuado o cálculo do fator topográfico LS para a bacia hidrográfica do Rio Conceição.

Para o calculo do LS no SIG se usou as seguintes equações:

$$W = D(|\text{sen } \varphi| + |\text{Cos } \varphi|) \quad (3.9)$$

$$As = \frac{\text{FLuxo Acumulado} * 24 * 24}{W} \quad (3.10)$$

$$LS = \left( \frac{AS}{22,13} \right)^2 * \left( \frac{\text{Sen } \beta}{0,0896} \right)^{1.3} \quad (3.11)$$

Onde:

**W:** Representa a largura ortogonal.

**D:** Resolução do pixel

**$\varphi$ :** Ângulo de inclinação da encosta

**As:** É a área de contribuição específica.

**$\beta$ :** Declividade.

### 3.2.4 Uso e manejo do solo

O fator C é usado na Equação Universal Perda de Solo (RUSLE) para refletir qual o efeito das práticas de manejo do cultivo possui, sobre as taxas de erosão, sendo o fator mais utilizado para comparar os efeitos das práticas de conservação. O fator C indica como as práticas de uso e manejo irá afetar a perda média anual de solo. Sendo esse potencial de perda vai ser distribuído com o tempo durante as práticas de uso e manejo das culturas ou por implementação de medidas de conservação.

Um grande esforço foi usado para o calculo do fator C, baseado em dados de pesquisa dos últimos anos, realizado na região e no estado, contribuição de cada cultura na produção de biomassa, taxa de decomposição, massa de raízes, temperatura e umidade bem como o acompanhamento pela bacia dos usos, tendo como apoio imagens de satélite. Após o calculo do fator C foi calculado o fator P através de amostragem a campo com orientação de metodologias já estabelecidas.

O fator C foi calculado para as diferentes épocas do ano englobando todas as fases das diferentes culturas, sendo estabelecidos estádios que compreendiam o desenvolvimento das culturas. Desse modo, os estádios das culturas foram definidos em função da percentagem de cobertura do solo pelo dossel ao longo do ciclo, seguindo a metodologia sugerida por WISCHMEIER & SMITH (1978).

A cobertura do solo pelo dossel foi utilizada para determinar os estádios durante o ciclo das culturas onde foram estabelecidos cinco estádios durante o ciclo das culturas:

- 1º estágio, da semeadura até 10% de cobertura do solo pelo dossel;  
 2º estágio, de 10% de cobertura pelo dossel até 30% de cobertura;  
 3º estágio, de 30% de cobertura pelo dossel até 50% de cobertura;  
 4º estágio, de 50% de cobertura pelo dossel até 75% de cobertura, e  
 5º estágio, de 75% de cobertura pelo dossel até a colheita das culturas.

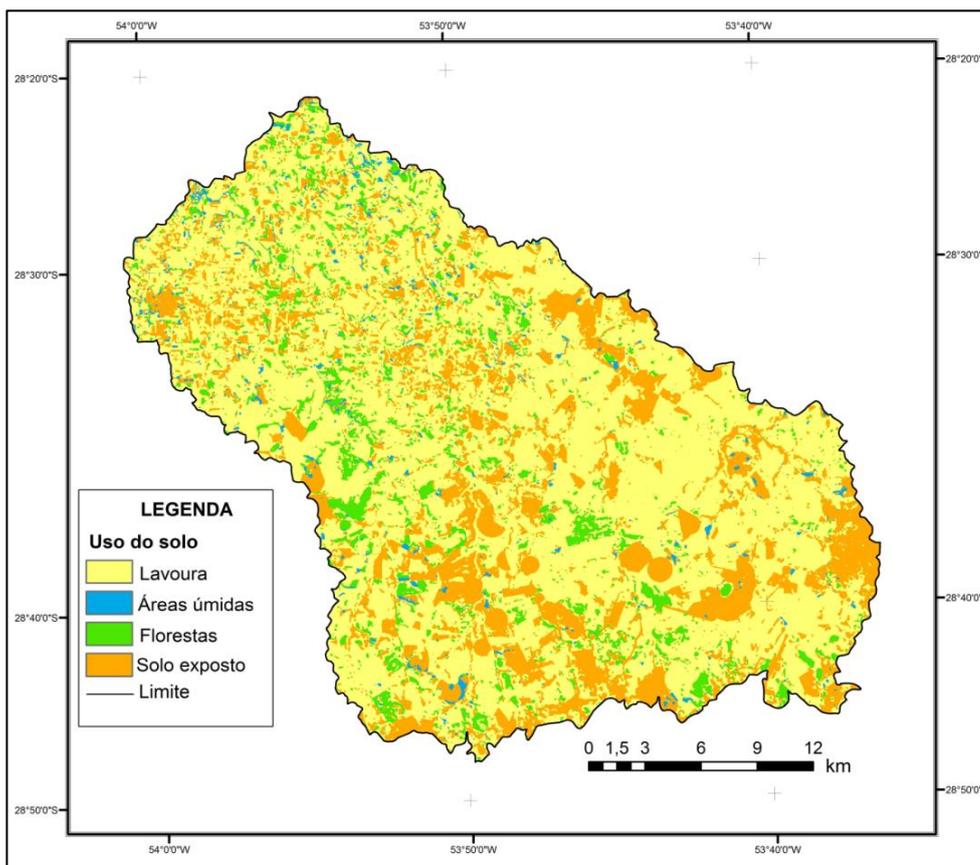


Figura 4 – Classificação da área com os principais usos.

Além do estabelecimento de estágios de desenvolvimento das culturas foi aplicado técnicas de sensoriamento remoto para dar suporte na distribuição da área. Para isso, através do emprego de imagens digitais do sensor ETM+ (Enhanced Thematic Mapper Plus), do satélite LANDSAT-7 obtidas através do endereço eletrônico <http://www.dgi.inpe.br/CDSR/>, em diferentes épocas nos anos de 2002 e 2003, com suporte no programa Google Earth dos últimos 10 anos.

As 5 bandas disponibilizadas foram utilizadas apenas os canais espectrais 3 (vermelho: 0,63 – 0,69  $\mu\text{m}$ ), 4 (infravermelho próximo: 0,76 – 0,90  $\mu\text{m}$ ) e 5

(infravermelho médio: 1,55 – 1,75  $\mu\text{m}$ ), que apresentam resolução espacial análoga (30 metros) e maior interesse pelas suas características espectrais em função das necessidades de mapeamento deste trabalho.

Na fase de processamento, foram testadas e geradas diversas composições de bandas visando à classificação supervisionada. Das composições testadas, foi selecionada para a obtenção da informação espectral, a composição colorida falsa cor em RGB com as bandas 5, 4 e 3, respectivamente (banda 5, no canal vermelho; banda 4, no canal verde e banda 3, no canal azul), já que as características intrínsecas a cada uma destas faixas do espectro eletromagnético, permitiram delimitar satisfatoriamente os diferentes usos e ocupações na área. As bandas 3, 4 e 5 do sensor ETM foram escolhidas em função das suas características, que são:

- A banda 3 permite definir um bom contraste entre diferentes tipos de vegetação, devido a baixa refletância das folhas, com a absorção da clorofila.
- Na banda 4, a vegetação reflete muita energia, permitindo analisar a rugosidade do dossel, até a morfologia do terreno e ainda o delineamento de corpos d'água;
- A banda 5 possibilita observar algum tipo de estresse na vegetação causado por desequilíbrio hídrico.

Após essa etapa foi classificado e distribuído os diferentes usos que possui a bacia do rio Conceição.

Tabela 4 – Representação da distribuição do uso do solo em frações de área.

<b>Classe de uso</b>	<b>nº Pixels(24x24)</b>	<b>Área (ha)</b>	<b>Área (%)</b>
Lavoura	935893	53907,44	67,039
Área úmida	22901	1319,10	1,640
Florestas	112263	6466,35	8,042
Solo exposto	324979	18718,79	23,279

Os parâmetros que são importantes para o cálculo do fator C são o grau de resíduos da colheita anterior, a proteção oferecida à superfície do solo pelo dossel vegetativo, a redução da erosão pela cobertura da superfície e a rugosidade da superfície. Portanto, quando associada com um período de tempo correspondente, esses valores são considerados combinados em um valor global fator C.

Como acontece com a maioria dos outros fatores dentro da RUSLE, o fator C é baseado no conceito de desvio de um padrão, neste caso uma área sob condições de pousio sem cobertura vegetal ou cultivada. A razão perda de solo é uma estimativa da proporção da perda de solo sob condições reais de perdas experimentais nas condições de referência. Trabalhos de WISCHMEIER (1975) e MUTCHLER et al. (1982) indicaram que o impacto geral de cultivo e manejo do solo pode ser dividido em uma série de subfatores.

- Subfator cobertura pelo dossel
- Subfator superfície cobertura.
- Subfator de uso da anterior da terra
- Subfator Superfície-Rugosidade.

Onde os subfatores individuais são expressos como funções de uma ou mais variáveis, incluindo a cobertura de resíduo, a cobertura de dossel, altura do dossel, rugosidade da superfície, biomassa abaixo do solo (massa de raízes e os resíduos incorporados), culturas anteriores, umidade do solo e tempo. Cada subfator contém variáveis de cultivo e manejo que afetam a erosão do solo.

Dentro da RUSLE, esta técnica é utilizada como modificada por (LAFLEN et al., 1985; WELTZ et al., 1987), onde os parâmetros importantes são os impactos do cultivo e manejo anteriores, a proteção proporcionada na superfície do solo pelo dossel vegetativo, a redução da erosão devido à cobertura de superfície e rugosidade da superfície, e em alguns casos, o impacto da humidade do solo na redução de escoamento da chuva de baixa intensidade. Tal como utilizado na RUSLE, a cada um destes parâmetros é atribuído um valor subfator, e estes valores são multiplicados em conjunto para produzir uma perda de solo. Um valor de perda individual é então calculado para cada período de tempo durante o qual os parâmetros importantes podem ser considerados como constantes. Cada um destes valores é corrigido pela fração de erosão de precipitação/escoamento ( $EI_{30}$ ) associada com o período de tempo correspondente, e estes valores são combinados em um valor do fator C geral.

Para cada cenário se fez uma simulação, onde foi calculado um valor para o fator C, sendo que ele possui grande influência nas taxas de erosão quando associado ao índice de erosividade. Para reduzir os danos causados pela ação erosiva da chuva, (MARQUES & BERTONI, 1961; LOPES et. al., 1987), recomenda o

uso dos restos da cultura anterior como cobertura vegetal morta, por ser um manejo simples e eficaz no combate da erosão, sendo que com o aumento dos resíduos vegetais pode reduzir as perdas, podendo chegar a 90 % de solo e 80 % de água (LOMBARDI NETO et al., 1988).

A estratégia para a determinação do fator C foi escolher diferentes cenários que correspondesse o que foi evidenciado em toda bacia. A partir disso se atribuiu cenários, que partiram de condições extremas. O cenário negativo foi atribuído a monocultura da soja com a permanência do solo exposto durante boa parte do ano. Já o cenário positivo se baseou na rotação de cultura com aveia/milho/soja. Além disso, foram estabelecidos cenários intermediários com culturas de inverno para a colheita de grãos e com o uso de pastagens, sendo esses mais frequentes.

O fator uso e manejo da RUSLE descrito por RENARD et al. (1997) é descrito com a equação:

$$C = \sum_{i=1}^{i=n} (RPSi * EIpi) \quad (3.12)$$

Onde:

C: Fator uso da gleba,

i: Período de rotação (decêndio, quinzena ou mês), variando de 1 a n (nº de períodos para a rotação).

Elpi: Fração da erosividade total (da rotação) para o período i,

RPS: Razão de Perda de Solo

C=1 para a gleba descoberta a mais de dois anos, com aração e duas gradagens anuais. C indica o efeito a longo prazo da combinação de uso e manejo e refere-se á duração da rotação em questão.

Para a determinação de todos os subfatores, foi determinado cada um individualmente seguindo a metodologia descrita, após a sua determinação foi multiplicado cada um entre todos usando a seguinte equação:

$$RPSi = CDi * CSi * UAi * RSi \quad (3.13)$$

Onde:

**RPSi**=(erosão com determinado uso)/ (erosão parcela padrão), no período i.

**CDi, CSi, Uai e RSi**= Subfatores cobertura pelo dossel, cobertura por resíduos, uso anterior e rugosidade superficial aleatória, para o período i.

Depois de realizado a multiplicação dos subfatores foi adicionada a esse valor o produto da fração da erosividade total, onde foi obtido o fator C para o cenário em questão.

Tabela 5 – Exemplo de cenário para a determinação das variáveis do fator C através da simulação do cenário Soja/pousio/trigo.

<b>C=RPS*FEI</b>	<b>Cdi</b>	<b>Csi</b>	<b>Uai</b>	<b>Rsi</b>	<b>FEI</b>
0,00622	0,9024	0,1454	0,5861	0,9036	0,089484
0,00174	0,7175	0,1739	0,2773	0,9821	0,051257
0,00074	0,5565	0,1947	0,1070	0,9986	0,063460
0,00027	0,3641	0,2091	0,0413	0,9999	0,086396
0,00007	0,2705	0,2231	0,0171	1,0000	0,072361
0,00517	0,8047	0,1584	0,5084	1,0000	0,079727
0,00397	0,7323	0,1757	0,3833	1,0000	0,080430
0,00718	0,8030	0,2243	0,6749	0,9036	0,065339
0,00180	0,6399	0,2264	0,1851	0,9795	0,068574
0,00081	0,4913	0,2285	0,0449	0,9979	0,161566
0,00009	0,3612	0,2304	0,0116	0,9999	0,095069
0,00002	0,2748	0,2321	0,0030	1,0000	0,086338
0,02807	-	-	-	-	-

C=Fator uso e manejo, Cdi=Cobertura pelo dossel, Uai=Uso anterior da terra, Rsi=Rugosidade aleatória FEI=Fração da erosividade total

### 3.2.4.1 Cobertura pelo dossel (CD)

O subfator cobertura do solo expresso é expresso pelo dossel, através da copa de plantas (CD) define-se como sendo a efetividade do dossel vegetativo na redução da energia da chuva que atinge a superfície do solo.

O subfator cobertura do dossel definido pela RUSLE é o percentual de cobertura da superfície com material em contato com o solo que intercepta as gotas de chuva retardando o escoamento superficial. Para ser eficaz, a cobertura de superfície deve ser alocado à superfície com taxa suficiente de modo que não seja levado para fora do meio.

A cobertura do solo pelo dossel (CD) expressa a efetividade do dossel vegetativo na redução da energia da chuva que atinge a superfície do solo. Embora a maioria das chuvas interceptada pelo dossel das plantas atinja a superfície do solo, isso deve ocorrer com muito menos energia do que se a precipitação atingisse o solo sem ter sido interceptada. O subfator de cobertura do solo pela copa das plantas é calculado pela equação:

$$CD = 1 - 0,01 Cd \exp^{-0.3H} \quad (3.14)$$

**CD**=Subfator cobertura pelo dossel (erosão com cobertura/erosão sem cobertura).

**Cd**=% da superfície coberta pelo dossel

**H**= Altura mediana de queda das gotas formadas no dossel (m).

Quando possuir um consórcio de plantas que têm mais de um tipo de vegetação que compõem o dossel, como por exemplo, as pastagens com uma mistura de plantas, deve-se tentar estimar a altura da qual a maioria das gotas de água irá precipitar.

As fontes de dados para Cd e H podem ser obtidas por tabelas em ROLOFF & BERTOL (1998), que possuem uma boa estimativa da cobertura dos principais cultivos agrícolas do Brasil.

Tabela 6 – Exemplo de cenário para determinação do feito da cobertura viva para o cenário de Soja/pousio/trigo

Cobertura pelo Dossel	% da superfície coberta	Alt.Méd. Qued. Gota (H) m	Biomassa aérea Bmd=Bmx*Bpd	Biomassa aérea total Bmx=Rend/ic	Potencial produtivo Grãos Kg ha <sup>-1</sup>	Prop. de MS no período d (Kg/ha <sup>-1</sup> ) Bpd
CD=1-0.01*Cd*EXP(-0.3*H)	Cd=(1-EXP(-ε*Bmd)*δ)					
0,9024	10	0,1	62500	250	200	250
0,7175	30	0,25	562500	750	500	750
0,5565	50	0,35	1562500	1250	1200	1250
0,3641	75	0,55	3515625	1875	1800	1875
0,2705	90	0,7	5062500	2250	2000	2250
0,8047	20	0,2	90000	300	60	300
0,7323	28	0,1	490000	700	200	700
0,8030	20	0,1	640000	800	100	800
0,6399	40	0,15	1000000	1000	200	1000
0,4913	60	0,3	2250000	1500	500	1500
0,3612	80	0,4	3240000	1800	1000	1800
0,2748	95	0,6	4000000	2000	1500	2000

Para a determinação da cobertura pelo dossel primeiramente foi estimado a proporção de massa para cada estágio em questão. Iniciou-se o cenário com a cultura da soja implantada em novembro e a partir da proporção da matéria seca  $Bp_d$  em cada estágio para a cultura e as subsequentes se realizou os cálculos. Em seguida foi calculada a biomassa aérea total  $Bm_x$ , que é uma relação entre rendimento de grãos e o índice de colheita ( $ic$ ). O índice de colheita é dado através da relação entre massa de grãos e massa total. A partir do produto da biomassa aérea total  $Bm_x$  pela matéria seca do período  $Bp_d$  obteve-se o percentual de superfície coberta.

Após o uso desse fator juntamente com a altura média de queda de gota das chuvas foi obtido a cobertura do dossel para os diferentes estágios de desenvolvimento das culturas. Após a cultura da soja o solo ficou em pousio em um intervalo de aproximadamente 50 dias até serem implantadas as culturas de inverno. Nesse período se obteve um dos maiores valores na cobertura pelo dossel CD juntamente com o início do cultivo da soja.

Em relação à variação dos parâmetros indica que os maiores valores finais de cobertura CD se relacionam com baixa cobertura viva, sendo observado no início da implantação da soja e após sua colheita. Desse modo, quando menor o valor de CD maior será a cobertura pelo dossel.

#### 3.2.4.2 Cobertura superficial (CS)

O subfator cobertura superficial (CS) é considerado o mais importante na determinação da perda de solo pela RUSLE descrito por RENARD et al. (1997). A cobertura do solo afeta a erosão, reduzindo a capacidade de transporte do escoamento superficial da água, causando deposição em áreas estancadas, e diminuindo a área suscetível ao impacto das gotas de chuva. Cobertura superficial inclui resíduos vegetais, rochas, e outros materiais não erodidos, que estão em contato direto com a superfície do solo. O subfator da cobertura superficial do solo é calculado pela equação:

$$CS = \exp\left[-bCr \left(\frac{0.6}{Rs}\right)^{0.08}\right] \quad (3.15)$$

**CS**=Subfator cobertura da superfície (erosão com cobertura/erosão sem cobertura).

**b**= Fator indicativo da forma de erosão predominante

**Cr**=% da superfície coberta por resíduos

**Rs**=Rugosidade aleatória da superfície( desvio padrão das micro elevações, cm)

(Rs para uma superfície de mínima rugosidade  $\approx 0.6$  cm).

A escolha de um valor adequado do coeficiente b pode ser feita com maior precisão se o processo de erosão dominante é conhecido (RENARD et al., 1997). Quando o principal mecanismo de perda de solo é por erosão em sulcos, valores de b devem ser de cerca de 0,050. Áreas dominadas por erosão entressulcos o valor de b deve ser cerca de 0,025, já para condições de erosão típicas em cultivos o valor de b sugerido é de 0,035.

A rugosidade superficial do solo incorpora o efeito das deformações que compõem a superfície do solo. Devido a superfície do solo possuir muitas depressões e ondulações, que agem como barreiras, isso, acaba reduzindo a velocidade da enxurrada, diminuindo assim a erosão. Essa rugosidade do solo faz com que as taxas de infiltração da água sejam maiores do que em superfícies lisas.

A rugosidade aleatória (Rs) é a que se considera no fator de cobertura e manejo, no calculo do fator C (KUENSTLER, 1998), a qual é um componente importante no cálculo das razões de perda de solo (RENARD et al., 1997).

$$Cr = [1 - \exp(-\alpha Mr)]100 \quad (3.16)$$

Onde:

**$\alpha$** : Área coberta pelo resíduo por unidade de massa, função da cultura ( $ha Mg^{-1}$ )

**Mr**: Massa seca final da parte aérea ( $Mg ha^{-1}$ ), estimada a partir da relação Mr:grão

A decomposição de resíduos é estimada pela seguinte equação:

$$Mr_i = Mr_{i-1} \exp(-aD) \quad (3.17)$$

**i**= Período em questão

**i-1**= período anterior

**D**=Número de dias do período

$$a = p[\text{mínimo de (W, F)}] \quad (3.18)$$

**p**= coeficiente dependente da cultura

O subfator umidade do solo representa a influência da umidade do solo nas taxas de infiltração da água da chuva no solo, ou seja, na ocorrência ou não de escoamento superficial e conseqüentemente na erosão do solo.

$$W = \frac{R}{R_0} \quad (3.19)$$

**R**= Chuva acumulada durante o período (mm)

**R<sub>0</sub>**= Chuva média mínima para a decomposição ótima (≈ 132 mm/mês)

**T<sub>a</sub>**= Temperatura média no período (°C).

**T<sub>0</sub>**= Temperatura ótima para decomposição (≈ 32°C)

$$F = \frac{[2(T_a + 7,8)^2(T_0 + 7,8)^2 - (T_a + 7,8)^4]}{(T_0 + 7,8)^4} \quad (3.20)$$

O uso anterior leva em conta a reconsolidação após o último preparo do solo, raízes das culturas anteriores, agregação física pelas raízes e disponibilidade de alimento para os microrganismos.

Tabela 7 – Exemplo de cálculo do efeito da cobertura por resíduos para o cenário Soja/pousio/trigo

Cobertura do solo	Coef. Tabelado		% da superfície coberta	Dec. dos resíduos (ton ha-1)	Temp./Umidade
$CS=EXP(-b*Cr*(0.6/Rs)^{0.08})$	<b>Rs</b>	<b>B</b>	$Cr=(1-EXP(-\alpha*Mr))*100$	$Mri=Mri-1EXP(-a*D)$	$a=p[\text{mínim de (W,F)}$
0,14543	1	0,035	57,3846	1,6403	0,0112
0,17393	1	0,035	52,0581	1,4138	0,0119
0,19475	1	0,035	48,6945	1,2834	0,0109
0,20911	1	0,035	46,5763	1,2056	0,0096
0,22310	1	0,035	44,6489	1,1375	0,0124
0,15838	1	0,035	54,8457	1,5902	0,0079
0,17567	1	0,035	51,7623	1,4581	0,0069
0,22426	1	0,035	44,4944	1,0902	0,0033
0,22638	1	0,035	44,2144	1,0808	0,0035
0,22847	1	0,035	43,9416	1,0718	0,0038
0,23042	1	0,035	43,6879	1,0634	0,0040
0,23213	1	0,035	43,4679	1,0562	0,0039

Continuação...

ppt acum.	Umidade	Coef.tabelado			Temperatura	
		$\alpha$	p	Ta	$F=(2*((Ta+7.8)^{2*(To+7.8)^2*(Ta+7.8)^4})/(To+7.8)^4)$	
R	W=R/Ro					
59,3	0,449242424	0,52	0,025	22,36		0,488975632
112,4	0,851515152	0,52	0,025	23,27		0,476054736
164,9	1,249242424	0,52	0,025	24,96		0,436973829
245,8	1,862121212	0,52	0,025	26,44		0,384686035
368	2,787878788	0,52	0,025	21,39		0,497127086
111,5	0,84469697	0,5	0,017	16,29		0,464364311
293,1	2,220454545	0,5	0,017	13,37		0,405913976
224,95	1,704166667	0,54	0,008	13,67		0,412662706
448,35	3,396590909	0,54	0,008	14,77		0,436356485
492,05	3,727651515	0,54	0,008	17,07		0,476120002
690,25	5,229166667	0,54	0,008	19,82		0,499341367
775,95	5,878409091	0,54	0,008	22,36		0,488956775

Para calcular o efeito da cobertura CS do solo pelos resíduos primeiramente se calcula seus parâmetros, sendo iniciado pelo percentual da superfície coberta %, que para isso, foi necessário o cálculo de outras variáveis como temperatura e umidade.

Para o cálculo da temperatura F se usou a média do período em questão que foi de um mês, e a temperatura ótima para decomposição, sendo usados 32 °C. Já para a umidade W se estabelece da relação entre a chuva acumulada durante o período proposto e a chuva mínima para a decomposição ótima, sendo usados 132 mm. Após essa determinação fez a relação de temperatura e umidade, sendo considerando um valor mínimo entre as duas variáveis temperatura e umidade para o mesmo período. A partir dessa etapa, fez a multiplicação com uma constante da respectiva cultura estabelecida.

Após essa etapa foi calculado a decomposição dos resíduos levando em conta a quantidade dos resíduos da cultura anterior, bem como a relação de temperatura e umidade juntamente com os dias do período. Desse modo, foi possível calcular o percentual da superfície coberta. Transcorrido todas essas etapas foi possível calcular a cobertura do solo.

A variação desses parâmetros ocorre de maneira crescente, a partir do desenvolvimento da cultura, sendo que a degradação dos resíduos deve-se a variação desse parâmetro, que depende das taxas de resíduo deixada pela cultura antecessora. Portanto quanto maior forem os valores CS menores será a cobertura por resíduos.

### 3.2.4.3 Uso anterior da terra (UA)

O subfator uso anterior **UA** da terra representa o efeito do manejo anterior do solo na sua estrutura interna, bem como o efeito das práticas anteriores de preparo do solo na consolidação da sua superfície e na determinação da quantidade de raízes e de resíduos culturais incorporados ao solo. Este subfator é obtido por meio da equação:

$$UA = 0,951 Cf \exp \left[ (-4.52Era) + \left( 0,95 \frac{Ere}{(Cf)^{0.5}} \right) \right] \quad (3.21)$$

**UA**=Subfator uso anterior (Erosão com o uso específico/erosão mais dois anos sem cultura).

**E<sub>ra</sub>**=Raízes 0-10 cm (Mg ha<sup>-1</sup>) ≈ 15% da produtividade de grãos

**E<sub>re</sub>**= Resíduos enterrados 0-10 cm ≈ (Mg ha<sup>-1</sup>)

Estas raízes e resíduos referem-se às culturas anteriores, portanto devem ser submetidas à decomposição a partir da respectiva colheita.

$$Cf = \exp^{(-0.115Ap)} \quad (3.22)$$

**Ap**=Anos após o último cultivo

**C<sub>f</sub>**=0.45 quando A<sub>p</sub>=7 anos

A variável Cf expressa o efeito das operações anteriores de preparo do solo que causam alterações da densidade que irá afetar a erosão hídrica. As operações do solo são responsáveis por romper as ligações dos agregados acelerando os processos de decomposição da matéria orgânica, o que diminui a estabilidade e aumenta o potencial erosivo, já com práticas de plantio direto o solo tende a reconsolidar tornando-se menos erosivo.

A variável Era é usada para determinar o impacto das raízes (vivas e mortas) e os resíduos culturais incorporados no sistema sobre as taxas erosivas. Isso atua de duas formas no controle da erosão. Primeiro com ligações fisicamente entre partículas agindo como barreira no movimento da água e em segundo lugar incorporando exsudatos que atuam como agentes ligantes e ao mesmo tempo, servem como fonte para os microrganismos que produzem outras substâncias orgânicas ligantes,

servindo para aumentar à agregação do solo e reduzir à suscetibilidade a erosão.

Resultados obtidos por REDIN (2010) indicam que o sistema radicular das culturas de forma generalizada, apresenta taxas de decomposição semelhante às folhas e a mistura de folhas e talos, porém superior quando somente talos das culturas em situação de plantio direto onde as raízes ficam incorporadas e a parte aérea disposta em superfície do solo. Para esse mesmo autor, as raízes da soja indicam que o uso dessa cultura pode promover maior retenção do carbono no solo via sistema radicular, se comparada às demais culturas comerciais.

No transcorrer do desenvolvimento das culturas nota-se que na medida em que a cultura estabelece o valor do efeito de uso anterior UA decresce significativamente sendo resultado da reorganização das partículas do solo.

Tabela 8 – Exemplo do cálculo do efeito de uso anterior para o cenário de Soja/pousio/trigo.

$UA = -0.951 * Cf * \exp[-(-4.52 * Era) + ((0.95 * (Ere / Cf^{0.5})))]$	$E_{ra} \text{ t ha}^{-1}$	$E_{re} \text{ t g ha}^{-1}$	$Cf = \text{EXP}(-0.115 * Ap)$
0,586	0,045	0,150	0,631
0,277	0,200	0,110	0,631
0,107	0,400	0,070	0,631
0,041	0,600	0,030	0,631
0,017	0,800	0,050	0,631
0,508	0,050	0,050	0,631
0,383	0,113	0,050	0,631
0,675	0,027	0,200	0,631
0,185	0,300	0,150	0,631
0,045	0,600	0,100	0,631
0,012	0,900	0,100	0,631
0,003	1,200	0,100	0,631

Era=Raízes de 0-10cm; Ere=Resíduos enterrados 0-10. REDIN (2010). Ap=4 anos

O efeito do uso anterior leva em conta as raízes das culturas anteriores, além da agregação do solo. Para isso foi usado 4 anos, onde supõem se que o solo sofra uma perturbação mais efetiva nesse intervalo. Sendo que o cálculo de raízes esteve baseado em trabalhos científicos como REDIN (2010), que determinou o percentual de raízes para as principais culturas agrícolas comerciais.

O impacto das raízes  $E_{ra}$  sobre os processos de desintegração do solo decresce a medida que a cultura é estabelecida. Já os resíduos enterrados decrescem de acordo com a degradação. Portanto, a variação dos parâmetros está

sobre a influência de resíduos anteriores bem como presença de raízes vivas e mortas, sendo refletido no transcorrer da cultura implantada.

#### 3.2.4.4 Rugosidade superficial aleatória (RS)

As operações de cultivo produzem dois tipos de rugosidade superficial: dirigida e aleatória. A rugosidade dirigida ou orientada é a que tem um padrão reconhecido e se considera no cálculo do fator de práticas conservacionistas, fator P. A rugosidade aleatória (Rt) é a que se considera no fator de cobertura e manejo, fator C (KUENSTLER, 1998), a qual é um componente importante no cálculo das razões de perda de solo RENARD et al. (1997).

Quando ocorrer rugosidade orientada, as medições da rugosidade aleatória devem ser paralelas à rugosidade dirigida (KUENSTLER, 1998). Por exemplo, as medidas da rugosidade aleatória devem ser realizadas ao longo do topo de uma crista ou no fundo de um sulco, e não perpendiculares a eles.

A rugosidade da superfície afeta a velocidade de formação e a continuidade do selamento superficial (RENARD et al., 1997).

$$\mathbf{RS = \exp}^{-0.26(\mathbf{Ru}-0.61)} \quad \mathbf{(3.23)}$$

Onde:

**RS:** Subfator rugosidade da superfície (erosão com determinada rugosidade/erosão rugosidade padrão  $\approx 0.6$  cm).

$$\mathbf{Ru: 0,61 + [Dr(Rui - 0,61)]} \quad \mathbf{(3.24)}$$

**Ru:** rugosidade aleatória (desvio padrão da rugosidade, cm) no período.

**Rui:** Rugosidade aleatória (cm) inicial após o preparo (efeito do implemento)

**Dr:** Decréscimo na rugosidade em função da precipitação

**Pt:** Precipitação desde o último preparo (mm)

**Dr** =  $e^{(-0.0055Pt)}$

A superfície do solo possui muitas depressões e ondulações, que agem como barreiras, reduzindo a velocidade da enxurrada, diminuindo assim a erosão. A

rugosidade do solo faz com que as taxas de infiltração da água no solo sejam maiores do que em superfícies lisas.

Tabela 9 – Exemplo do cálculo da rugosidade da superfície para o cenário de soja/pousio/trigo.

Rugosidade da Superfície $RS=EXP(-0.26*(Ru-0.61))$	Precipitação ppt acumulada (10 anos)	Rugosidade aleatória no período $Ru=0.61+Dr*(Rui-0.61)$	Decréscimo da rugosidade $Dr=EXP(-0.0055*Pt)$
0,904	161,767	1,000	0,411
0,982	313,504	0,680	0,178
0,999	468,775	0,615	0,076
1,000	576,517	0,610	0,042
1,000	700,317	0,610	0,021
1,000	151,900	0,610	0,434
1,000	287,300	0,610	0,206
0,904	143,975	1,000	0,453
0,980	288,829	0,690	0,204
0,998	415,225	0,618	0,102
1,000	545,404	0,610	0,050
1,000	774,708	0,610	0,014

Pt=Precipitação acumulada Rui=Rugosidade anterior

A rugosidade da superfície foi calculada primeiramente pelo decréscimo da rugosidade a partir da precipitação acumulada desde o último preparo. Após essa etapa calculou-se a rugosidade aleatória a partir de um valor inicial de rugosidade considerando o tipo de implemento utilizado. Assim a rugosidade aleatória foi calculada levando em conta seu valor antecedente. Após essa fase, foi determinada a rugosidade da superfície. Nota-se que o solo após ser perturbado pelos implementos a sua condição é voltar para valores próximos a 1.

### 3.2.5 Efeito das práticas de apoio (manejo de gleba)

O fator P relaciona a taxa de erosão esperada, proveniente da utilização de certas práticas conservacionistas de cultivo tais como terraceamento, plantio em contorno, cultivo alternado e faixa de retenção, com aquelas práticas inadequadas,

como cultura implantada no sentido do declive (morro abaixo), sem o uso do cultivo em contorno e barreiras mecânicas. Essas práticas estão relacionadas com o fator de declividade da área. Esse fator, juntamente com o fator C representa práticas destinadas a reduzir a erosão, onde o valor de P na RUSLE é a razão da perda de solo com práticas específicas de suporte para o solo.

O fator prática conservacionista determina a relação entre as perdas de solo esperadas em um terreno cultivado com adoção de algumas práticas de conservação e aquelas em que o cultivo está sendo realizado sem métodos conservacionistas. Com isso, o fator P da RUSLE é representado por um índice relacionado às diversas formas de práticas de conservação adotadas pelas propriedades agrícolas.

O fator P representa as praticas de controle que reduzem o escoamento superficial capaz de provocar a erosão. As práticas de suporte mecânico incluem cordões de vegetação, terraços, plantio em nível e outras práticas de gestão do solo que resultam no maior armazenamento de água e redução do escoamento superficial.

Com relação ao fator P, foi constatado em estudos de WISCHMEIER & SMITH (1978); BERTONI & LOMBARDI NETO (1998), com verificação a campo das principais práticas conservacionistas, como de plantio direto, curvas de nível, cultivo mínimo e práticas tradicionais, onde o valor de P= 0,5 era considerado para as áreas de lavouras, definido segundo dados:

Tabela 10 – Valores atribuídos para o fator P em diferentes sistemas de uso

Uso do fator P	<sup>(1)</sup> Índice atribuído ao fator P
Plantio morro abaixo	0,80
Plantio em contorno	0,40
Plantio direto	0,50
Vegetação natural	0,20
Pastagens	0,50
Área urbana	1,00

<sup>(1)</sup> Adaptado de BERTONI & LOMBARDI NETO (1998).

O fator P considera práticas melhoradas de cultivo de lavouras, tais como plantio direto, rotação de culturas, correção de fertilidade, incorporação de resíduos,

entre outros, pois essas práticas de controle de erosão são consideradas no fator C. O fator P atua em conjunto com outras práticas de manejo, pois um cultivo em contorno quase sempre está acompanhado de plantio em faixa e terraços. Dessa forma um valor global do fator P é calculado como um produto de subfatores P para práticas individuais, que normalmente são usadas conjuntamente.

Tabela 11 – Efeito da declividade e comprimento de rampa para a semeadura em nível na alteração do fator P.

Declividade (%)	Fator P	Comprimento crítico (m)
1 a 2	0,6	305
3 a 5	0,5	117
6 a 8	0,5	61
9 a 12	0,6	38
13 a 16	0,7	24
17 a 20	0,8	18
21 a 25	0,9	15

Adaptado de WISCHMEIER & SMITH (1978).

O plantio em nível é uma prática complementar de conservação dos solos adotado como base o comprimento da rampa. Em plantio em desnível o fator P perde seu efeito onde se considera  $P=1,0$  (RENARD et al., 1997).

Um valor global do fator P final pode ser calculado como um produto de subfatores P para práticas individuais, que normalmente são usadas conjuntamente. Por exemplo, cultivo em contorno quase sempre acompanha plantio em faixa e terraços. Desse modo o fator P foi calculado levando em conta a declividade do terreno onde esta agrupado em 5 divisões sendo estabelecido um valor de P final para cada classe de declividade.

Tabela 12 – Valores para as práticas de apoio do fator P.

(%) Declividade	Plantio em Contorno	Cultivo em faixa	Terraceamento
0.0-7	0,55	0,27	0,10
7-11.3	0,60	0,30	0,12
11.3-17.6	0,80	0,40	0,16
17.6-26.8	0,90	0,45	0,18
>26.8	1,00	0,50	0,20

SHIN (1999)

Tabela 13 – Eficiência do plantio direto de acordo com o caimento da linha de plantio.

Caimento na linha de declividade terreno %	Eficiência do Plantio em nível (Ef)
0,0	1,0
0,2	0,6
0,4	0,3
0,6	0,2
0,8	0,1
1,0	0,0

Adaptado de WISCHMEIER &amp; SMITH (1978); RENARD et al. (1997)

Nesse estudo foi utilizada a eficiência do plantio direto como sendo de 0.45 de acordo com a declividade do terreno. A seguinte equação de RENARD et al.,(1997) foi usada para o cálculo do fator P, sendo dado como:

$$P_{final} = 1 - Ef(1 - Pd) \quad (3.25)$$

Tabela 14 – Cálculo do fator P para as diferentes declividades e eficiências do plantio em nível.

(%) inclinação do terreno	P final para (Ef) de 0,45	P final para (Ef) de 0,35	Plantio em contorno Pd
0,0-7	0,7975	0,865	0,55
7-11,3	0,82	0,88	0,6
11,3-17,6	0,91	0,94	0,8
17,6-26,8	0,955	0,97	0,9
>26,8	1	1	1

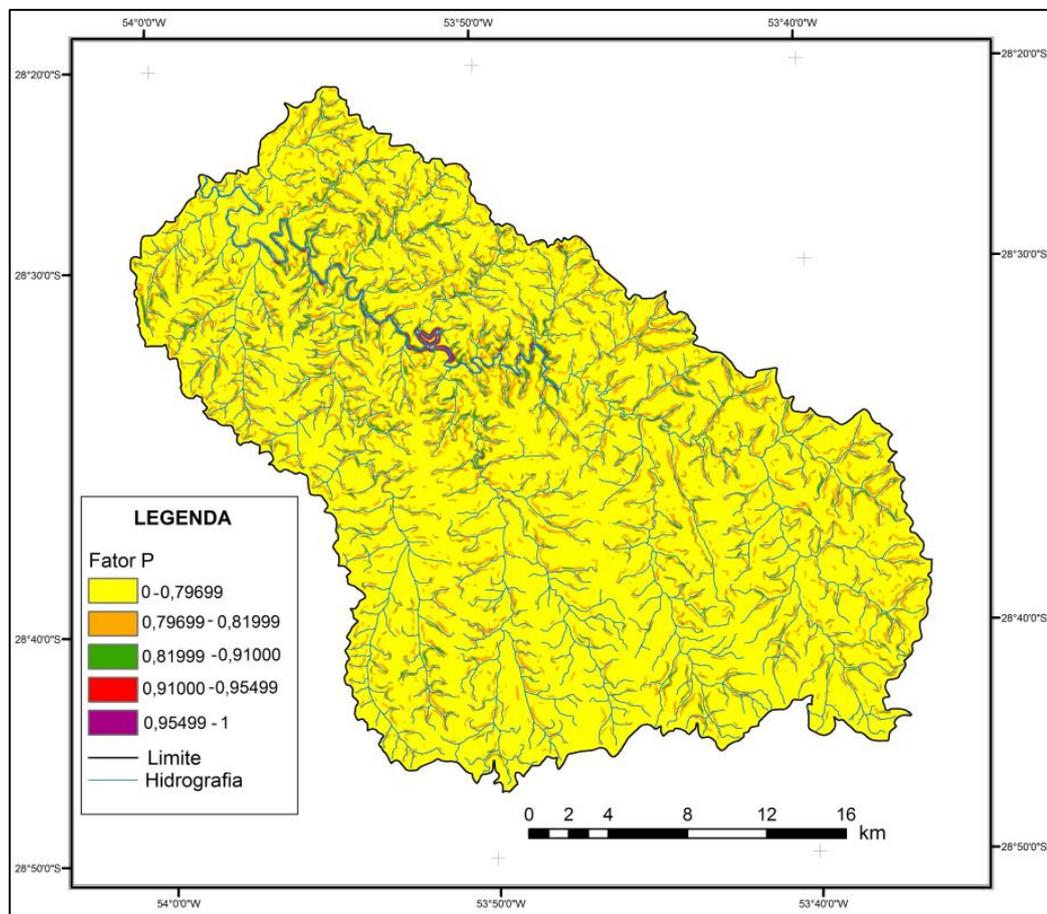


Figura 5 – Representação do fator P para diferentes inclinações do terreno.

### 3.3 Elementos para a determinação da produção de sedimentos

#### 3.3.1 Monitoramento da vazão e da concentração de sedimentos

O monitoramento das variáveis hidrológicas e sedimentológicas da bacia hidrográfica do rio Conceição vêm sendo realizado desde março de 2011. O monitoramento avaliou a precipitação, vazão, turbidez e concentração de sedimentos com equipamentos automáticos e medições manuais. Estas variáveis foram monitoradas em colaboração com os alunos de pós-graduação e iniciação científica, com visitas realizadas durante o período do estudo. Com viagens realizadas em intervalos de 15 dias o monitoramento pode ser acompanhado de forma que a série de dados fosse a mais completa possível, sendo que foram realizadas manutenções periódicas de limpezas, calibrações e manutenção dos aparelhos automáticos. Na bacia do rio Conceição por ser relativamente grande, a resposta dos eventos chuvosos é lenta, desta forma, foi coletado em sua grande maioria os eventos pluviométricos significativos. Ao total foram monitorados 12 eventos que englobaram diferentes épocas do ano, uso do solo em diferentes magnitudes de precipitação. A partir desse conjunto de eventos foi possível realizar as próximas etapas do estudo.

A precipitação vem sendo monitorada desde março de 2011, com o uso de um pluviógrafo do departamento de solos da UFSM, que se encontra instalado próximo do exutório com dados diários e em intervalos sub-horário com leituras em intervalo de 5 minutos. Foram usadas também, estações do INMET e da ANA para consistência do período monitorado.

Para a série histórica dos últimos 50 anos foi usado estações no INMET sob número de 83912, com coordenadas de Latitude  $28^{\circ}36'12''S$  e Longitude  $53^{\circ}40'24''W$ , sendo que está operante desde 1962. Também foi usado uma estação da ANA sob número 2853003 que se encontra próximo ao exutório com coordenadas de  $28^{\circ}27'22''S$  e  $53^{\circ}58'18''W$  com monitoramento desde 1960. A partir desses dados foi realizada a média da precipitação dessas estações, o que compreendeu toda a bacia, o que reforça a importância dessa informação, a qual todas as outras interpretações e análises dependem do correto monitoramento da chuva.

O nível da bacia do rio Conceição foi monitorado com uso de linígrafo (Sensor

de Nível SL2000-NV) instalado nas proximidades de uma régua linimétrica da Agência Nacional de Águas (ANA) a qual era realizado a leitura uma vez ao dia (7h), desta forma foi possível conferir o nível do rio pelo linígrafo. Nesse mesmo ponto de monitoramento está instalado as réguas da ANA sob número de 75200000, com coordenadas de 28°27'18"S e 53°58'15"W, que possui um monitoramento contínuo desde 1942, onde se faz medidas diárias de cotas (nível), sendo realizada uma estimativa média diária de vazão do rio Conceição. Desse modo medidas de nível através do linígrafo pode ser conferido com os dados de monitoramento estimados pela ANA.

Para a conversão do nível (cota) medido pelo linígrafo em cm, para vazão  $Q$  ( $m^3 s^{-1}$ ), foi elaborada uma curva-chave de vazão através da estimativa das vazões durante os eventos, sendo usada a seguinte equação:

$$Q = \left( \frac{H}{67/100} \right)^{1.1} \quad (3.26)$$

Onde: H é o nível em centímetros

O linígrafo de pressão marca SL2000-NV está acoplado em um datalogger modelo para armazenar as informações, sendo que o intervalo de tempo de cada leitura é de 10 minutos. O monitoramento da concentração de sedimentos em suspensão foi realizado com o objetivo de quantificar as descargas sólidas. Foram monitorados apenas os sedimentos em suspensão devida sua forte relação com o tipo de erosão que ocorre na área, características granulométricas do solo e a capacidade dos finos em transportar poluentes. Para tal utilizou-se o monitoramento manual com as medições diárias e de eventos onde foi determinada a CSS.

O turbidímetro é uma técnica amplamente empregada para a estimativa da CSS, pois fazer leituras de forma automática facilita a aquisição dos dados em curtos intervalos de tempo, sem precisar a presença constante de pessoas. Entretanto, também é importante ter um grande número de coletas tradicionais durante eventos chuvosos, para complementar e aferir o aparelho.

Nos eventos monitorados manualmente, se fez amostragem para determinação

da CSS, sendo que as coletas eram realizadas durante a subida do nível do rio, onde atingia um pico máximo e posteriormente tinha uma recessão, que variou no tempo, de acordo com a magnitude de cada evento. Para coleta dessas amostras foi usado um coletor pontual (US DH48), sendo que se realizou no leito do rio, para que a amostra com a mistura de d'água e sedimento fosse representativa. Assim as amostras de sedimentos foram encaminhadas para o Laboratório de Física do Solo - UFSM, para ser realizada a determinação da CSS, utilizando o método da evaporação e filtração SHREVE & DOWNS (2005).

No entanto, o uso de aparelhos automáticos facilitou o monitoramento desta variável no rio Conceição, através do sensor de turbidez (turbidímetro) da marca "SOLAR" modelo SL 2000-TS que faz leitura no intervalo de 0-3000 mV. Este aparelho fornece dados de forma indireta, pois os dados obtidos estão em mV. Para obter os dados em concentração de sedimentos em suspensão em  $\text{mg L}^{-1}$ , é necessário o processo de calibração dos aparelhos.

Para calibrar o turbidímetro se usou a solução padrão de Polymer bead calibration solutions, sendo atualmente a única utilizada. Esta solução foi importada devido ao fato de possuir alta qualidade, ser estável, não cancerígena e apresentar concentrações padronizadas, não sendo necessário efetuar diluições o que garante maior precisão nos resultados, quando comparadas às soluções de Formazina.

As concentrações utilizadas para a solução padrão foram as seguintes: 0 (água destilada), 40, 100, 400, 800, 1000 e 3000 NTU. Com as concentrações definidas os sensores são colocados na solução e anota-se o valor correspondente do sinal emitido para cada concentração, no final é realizada a curva de calibração. Para cada concentração foi realizada 25 leituras (repetições).

Alguns cuidados são importantes para se preservar a solução de calibração, sendo que a cada mudança de concentração o sensor deve ser limpo com água destilada e seco com papel toalha. Outro detalhe é em relação à luz quanto à exposição da solução, desta forma utilizou-se uma caixa fechada que impediu totalmente a entrada de luz para a solução no momento da calibração. Abaixo a equação utilizada na calibração.

$$NTU = 0,849 * mV - 1,964 \quad R^2 = 0,999 \quad (3.27)$$

Onde: NTU (Unidade Nefelométrica de Turbidez), mV representa o sinal elétrico do sensor (milivolts).

A segunda etapa foi calibrar os sensores com sedimentos da bacia, para converter o sinal mV para  $\text{mg L}^{-1}$ , utilizando amostras de sedimentos coletadas durante eventos de cheia. Desta forma, a equação utilizada para a estimativa da concentração de sedimentos em suspensão segue abaixo.

$$C_{ss} = 23,0148 + 0.0128 * mV^{1.4677} \quad (3.28)$$

Onde: CSS representa a concentração em sedimentos em suspensão ( $\text{mg L}^{-1}$ ).

As amostras de CSS foram encaminhadas para o Laboratório de Física do Solo da UFSM. Os métodos para determinação da CSS foram por evaporação e filtração (SHREVE & DOWNS, 2005). O critério para definir qual método a ser utilizado foi baseado na quantidade de sedimentos presente nas amostras coletadas a campo, sendo as amostras coletadas diariamente pelo produtor da bacia, bem como amostras coletadas durante os eventos. Nesses quase dois anos de estudo as análises passaram por algumas modificações para alcançar resultados coerentes. O método da evaporação foi o que apresentou maiores problemas, desta forma, foram feitas algumas modificações nos métodos para melhorar a sua eficiência.

### 3.3.2 Cálculo da produção de sedimentos para 2011 e 2012

A produção de sedimentos (massa por unidade de área) é determinada pelo monitoramento da descarga total de sedimentos transportados pelo canal no exutório da bacia durante um período de tempo. Desta forma, a PS foi estimada pelo produto da vazão e concentração de sedimentos em suspensão através do monitoramento em um dado intervalo de tempo. Abaixo a equação utilizada na determinação da PS:

$$PS = \sum_{i=1}^n (C_{ss} * Q) \quad (3.29)$$

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

O monitoramento da vazão Q foi realizado com a medida do nível da água utilizando um linígrafo de pressão e o valor de cota transformado em vazão com a utilização da curva-chave cota-vazão presentes para as seções escolhidas. Além dos dados do linígrafo, diariamente um observador local faz a anotação da cota em réguas linimétricas instaladas na seção, as quais foram uteis para a checagem dos valores do linígrafo. A precipitação foi obtida através da rede de postos pluviométricos da Agência Nacional de Águas (ANA), a qual cobre a variabilidade espacial da precipitação na região com intervalos diários. Os dados automáticos de vazão e concentração foram adquiridos em intervalos de dez minutos de abril de 2011 a dezembro de 2012 contemplando vinte meses com diferenças significativas de magnitude de vazão e concentração de sedimentos. Com esse conjunto de dados foi estimada a produção de sedimentos do período monitorado pela multiplicação entre a CSS e a Q para cada intervalo de tempo e integrado para todo o período.

Outra variável importante para a quantificação do impacto da agricultura no ciclo hidrológico é o coeficiente do escoamento superficial, definido como a proporção da precipitação que foi convertida em escoamento superficial, sendo essa componente do ciclo hidrológico responsável por importante fração da erosão hídrica, transporte de poluentes e pela ocorrência de enchentes. Para a sua determinação foi estimado o volume do escoamento superficial a partir da análise gráfica dos hidrogramas, baseada no método da declividade constante (CHOW, 1964).

A PS foi calculada para todo o período monitorado incluindo dados de eventos monitorados, coletas diárias e monitoramento automático. Esses dados foram utilizados para o estudo da transferência de sedimentos e água, e para montar a série mensal dos dados através da soma diária obtida para Q e CSS.

Desta forma, realizaram-se a confecção dos hidrogramas (vazão versus tempo), sedimentogramas (concentração de sedimentos em suspensão versus tempo) e hietogramas (precipitação versus tempo). A manutenção e a organização do banco de dado são importantes, pois com ele é possível compreender os processos

que atuam na bacia hidrográfica Os dados obtidos foram consistidos e organizados nas seguintes escalas:

- a) Instantâneos - série completa nos intervalos de tempo programado nos equipamentos com as conversões de unidades já realizadas.
- b) Eventos – analisando a série de dados e leituras dos pluviômetros foram separados os eventos.
- c) Diários– os dados também foram convertidos e analisados em uma escala diária e mensal.

### 3.3.3 Cálculo da produção de sedimentos com o uso da curva-chave para 10 anos

Além da análise da produção de sedimentos e do coeficiente de escoamento superficial no período monitorado de vinte meses (abril de 2011 a dezembro de 2012), foi realizada uma estimativa da produção de sedimentos diária para os últimos dez anos. Isso foi possível através da construção de uma curva-chave de sedimentos considerando os pares de dados medidos de CSS e Q. A partir dessa correlação os valores diários de Q foram usados para a estimativa da descarga sólida em suspensão (QSS) diária e para estimativa da produção de sedimentos. Além disso, os dados históricos de precipitação foi estimado a erosividade mensal para identificação dos possíveis padrões climáticos que podem ter afetado a magnitude do processo erosivo. Considerou-se que o uso e o manejo do solo dos últimos dez não foram alterados o suficiente para que a relação entre vazão e concentração de sedimentos em suspensão tenha mudado e, por isso, a curva-chave de sedimentos possa ser útil para extrapolar dados históricos. Desse modo, mesmo que os dados para sua elaboração tenham sido obtidos nos últimos dois anos, o que confere algum grau de incerteza nos resultados. Um aspecto positivo e importante é que a amplitude das concentrações obtidas no período de monitoramento foi ampla, com muitos pontos na parte superior da curva, reduzindo as incertezas na estimativa das descargas sólidas nos grandes eventos pluviométricos. A equação 30 caracteriza a curvas-chave estabelecida para a bacia do rio Conceição.

$$\mathbf{QSS = 2,11 * Q - 0,8614 \quad R^2 = 0,99 \quad (3.30)}$$

A partir dos dados de vazão e precipitação diárias dos últimos dez anos foram determinados a erosividade e a produção de sedimentos desse período. Com isso, um valor médio anual foi obtido considerando um intervalo de tempo razoável com menor interferência de anos com longas estiagens ou então, muito afetados por eventos extremos de precipitação.

### 3.3.4 Determinação da taxa de transferência de sedimentos

Na prática, o valor da taxa de transferência de sedimentos é dificilmente estimada devido à complexidade dos processos de propagação e de deposição dos sedimentos erodidos na bacia hidrográfica. Alternativamente, utiliza-se um conceito empírico para estimar um valor adimensional, o qual representa a parcela do total da erosão bruta que chega ao exutório da bacia (VANONI, 1975; WALLING, 1983, 1999). Esse valor é conhecido como Taxa de Emissão de Sedimentos - TES (Sediment Delivery Ratio - SDR), que é igual a razão entre a produção de sedimentos no exutório (PS) e a erosão bruta na bacia (EB).

$$\mathbf{SDR = \frac{PS}{EB} \quad (3.31)}$$

A taxa de transferência de sedimento (SDR) é um parâmetro de escala adimensional definido como a relação entre a produção de sedimentos no exutório e a erosão bruta que representa a soma de todo o sedimento desagregado por todas as formas de erosão que ocorrem dentro da bacia (WALLING, 1983).

Tendo no conjunto desse trabalho os valores de PS medidos e o valor da EB estimados pela RUSLE foi possível determinar o valor do SDR para a bacia em questão. Isso foi realizado com a aplicação da equação acima, considerando também os diferentes valores de EB determinados pelos diferentes cenários de C passíveis de ocorrer no local. Além da determinação do SDR com dados de PS e EB foi estimado o seu valor em função das características fisiográficas da bacia, segundo a literatura existente. As equações para isso são apresentadas na tabela abaixo.

Tabela 15 – Equações da taxa de transferência de sedimento (SDR) usadas em diferentes trabalhos pelo mundo, com os respectivos autores e variáveis.

Autor (ano)	Equação	Descrição das variáveis
Maner (1958)	$\text{Log SDR}=2.96+0.869\log R-0.0854 \text{ Log } L$	R= Diferença de altura entre o ponto mais alto e o exutório (m). L= Comprimento da bacia (m)
Roehl (1962)	$\text{Log SDR}=4.5-0.23 \log A-0.51\text{colog}(R/L)-2.79 \log R_b$	A= Área da bacia em (Km <sup>2</sup> ). R= Diferença de altura entre o ponto mais alto e o exutório (m). L= Comprimento da bacia (m) R <sub>b</sub> = Relação de bifurcação de Horton
Williams & Berndt (1972)	$\text{SDR}=0.627 D^{0.403}$	D=Declividade do canal principal (%)
Renfro (1975)	$\text{Log SDR}=1.793-0.142 \log A$	A= Área da bacia em (Km <sup>2</sup> )
Vanoni (1975)	$\text{SDR}=0.42 A^{-0.125}$	A= Área da bacia em (mi <sup>2</sup> ) <sup>(1)</sup>
Willians (1977)	$\text{SDR}=1.37*10^{-11} A^{-0.00998} (R/L)^{0.363} CN^{5.44}$	A= Área da bacia em (Km <sup>2</sup> ) R= Diferença de altura entre o ponto mais alto e o exutório (m). L= Comprimento da bacia (km) CN= Número-Curvas do NRCS
NRCS (1979)	$\text{SDR}=0.51A^{-0.11}$	A= Área da bacia em (mi <sup>2</sup> ) <sup>(1)</sup>
Lu et al. (2006)	$\text{SDR}=2 (t_r/t_c) \{1-(t_r/t_c)+(t_r/t_c) \exp[-(t_r/t_c)]\}$	t <sub>r</sub> =Duração de excesso de precipitação (h) t <sub>c</sub> =Tempo de concentração da bacia (h)

<sup>(1)</sup>mi: milhas terrestres.

Também foi usada a metodologia da USSF FOREST SERVICE (1980), que usa um conjunto de fatores que leva em conta: textura do solo, cobertura, forma da encosta, distância de entrega de sedimento, rugosidade de superfície, gradiente de declividade e escoamento do solo.

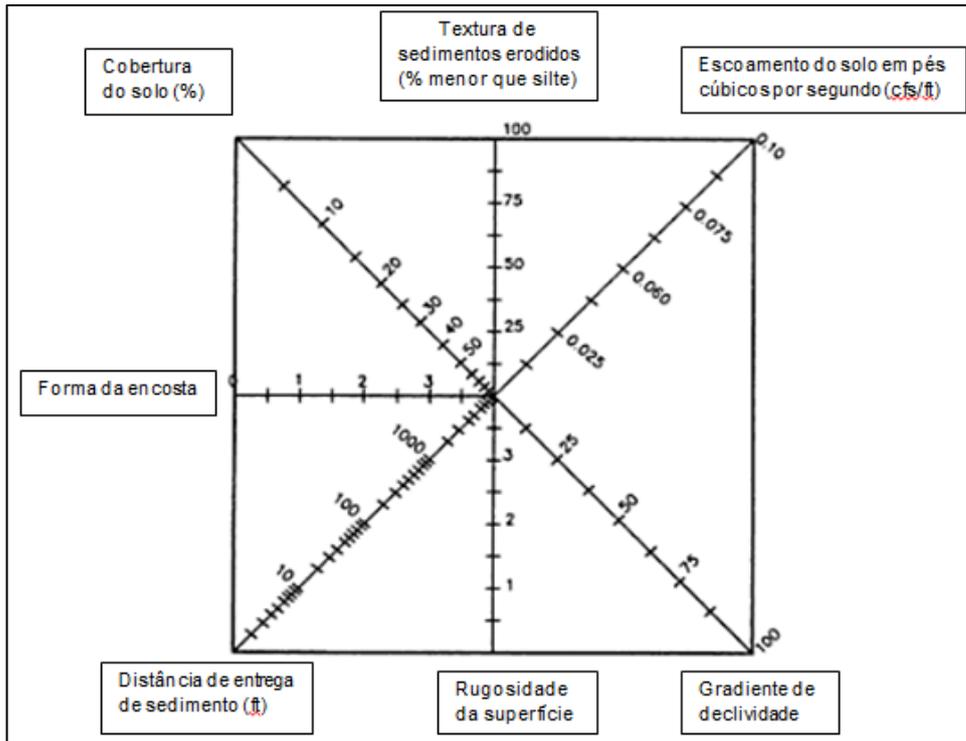


Figura 6 – Rígido diagrama para a estimativa da taxa de entrega de sedimentos.

Fonte: Adaptado da USLE/ RUSLE -FOREST SERVICE (1980).

**Fator de escoamento:** O fator de escoamento superficial, dada pela vazão de pico em pés cúbicos por segundo (cfs / ft), define a quantidade de água disponível para o transporte de sedimentos para um evento.

**Textura do sedimento erodido:** Textura de sedimentos erodidos é um parâmetro usado para definir o impacto do tamanho de partícula na entrega. O parâmetro percentagem é mais fino de 0,05 mm (tamanho menor que silte). Um valor de 100%, por exemplo, significa que todas as partículas são de tamanho menor que silte.

**Fator de cobertura do solo:** O fator de cobertura do solo refere-se percentual de cobertura do solo no fluxo entre a fonte e a área de escoamento. A cobertura do solo, neste caso, é definida como a camada do material que está em contato com a superfície. zero indica que não há cobertura e 100 significa cobertura completa.

**Forma da encosta:** A forma da encosta é o fator que explica o impacto que as superfícies de forma côncava ou convexa entregam os sedimentos. Refere-se à forma de inclinação entre a área da fonte e canal. Um fator zero representa uma forma convexa e quatro uma forma côncava.

**Declividade:** Declividade é a inclinação média entre a área da fonte e o canal de recepção (rio).

**Distância de entrega:** Distância de entrega da fonte ao canal através do fluxo dado em pé (ft).

**Rugosidade da superfície:** Rugosidade da superfície é um índice subjetivo, onde a rugosidade possui impacto da entrega de sedimentos. Um valor de 0 indica uma superfície lisa e uma superfície 4 muito rugoso.

Tabela 16 – Valores calculados para entrada no diagrama para converter percentagem da área em proporção de entrega de sedimentos.

Forest Service, 1980	Valores
Fator de escoamento:	*0,10
Textura do sedimento erodido	75
Forma da encosta:	2
Fator de cobertura do solo:	90
Distância de entrega:	500
Rugosidade da superfície	1,5
Declividade	10,5

\*Escoamento superficial de 20m<sup>3</sup>/s

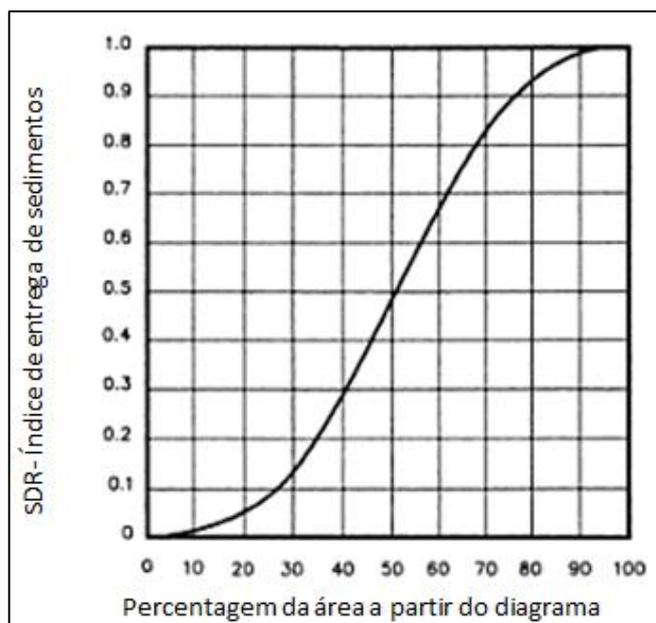


Figura 7 – Diagrama para converter percentagem da área em proporção de entrega de sedimentos FOREST SERVICE (1980).

RENFRO (1975) afirma que em locais onde os dados de SDR são inexistentes, este pode ser calculado de forma aproximada, utilizando-se o inverso da área da bacia elevada a potência 0,2 isto é:  $SDR = 1/a^{0,2}$ , sendo "a" a área da bacia em milhas quadradas.

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 Precipitação

Os resultados apresentados na tabela 17 são os dados acumulados mensais de chuva para o período de monitoramento. Esse intervalo apresentou valores extremos de precipitação, havendo períodos de estiagem e períodos de elevada precipitação contribuindo para eventos erosivos de alta magnitude.

Em abril de 2011 houve vários eventos chuvosos acumulando um total de 274,6 mm. Esse período é caracterizado com a semeadura das plantas de cobertura, que estão no estágio inicial da cultura proporcionando menor proteção ao solo e isso, pode refletir em maior perda de solo e produção de sedimentos. Cabe ressaltar que no mês de março/abril a soja é colhida, não havendo desta forma cobertura do solo a não ser a “resteva” da mesma, o que pode aumentar a velocidade do escoamento e desagregação do solo nos meses subsequentes até ser estabelecida uma nova cultura.

Nos meses de junho a agosto de 2011 ocorreram valores acima da sua média histórica. Importante frisar que juntos esses três meses representam 32% da precipitação ocorrida no ano de 2011, sendo que o mês de julho alcançou o maior índice de erosividade tabela 18. Cabe salientar que em meados do mês de julho de 2011 houve um único evento extremo ocasionando sérios danos e perdas devido às fortes enxurradas. Observa-se em ambos os anos o mês de outubro alcança valores extremamente altos, confirmando a tendência histórica. Dessa forma, eventos individuais nesse período contribuem na degradação do solo, que encontra-se sob o estabelecimento da cultura do milho, colheita do trigo e início da semeadura da soja. Assim os resíduos estão depositados sobre o solo sendo ativa a movimentação, que expõem à superfície a ação de eventos, contribuindo para os processos erosivos.

Tabela 17 – Valores médios mensais de precipitação para os anos 2011 e 2012 para a bacia do Rio Conceição.

Período	Precipitação (mm)		Média histórica (30 anos)	El <sub>30</sub>
	2011	2012		MJ mm ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>
Janeiro	188,3	111,1	163,2	766
Fevereiro	210,8	45,1	91,1	677
Março	236,6	17,2	123,3	566
Abril	274,6	58,6	138,1	734
Mai	121,8	19,3	140,6	644
Junho	182	57,6	130,8	704
Julho	239,3	190,7	128,5	671
Agosto	229,2	72,1	114,4	678
Setembro	42,8	228,7	123,5	828
Outubro	207,3	302,3	227,5	1060
Novembro	111,3	90,4	166,3	741
Dezembro	17,7	274	170,8	704
Total	2061,7	1467,1	1718,1	8773

El<sub>30</sub>: Erosividade da chuva calculada com dados de 30 anos

Chama atenção que comparando o período de monitoramento com a média histórica de precipitação o ano de 2011 esteve acima da média enquanto 2012 estiveram abaixo da média histórica. Esses valores não podem ser considerados somente para um ano isolado, mas sim para um conjunto de anos que representem melhor as variações de sua distribuição das chuvas.

Quando se trata do índice de erosividade das chuvas, foi obtido um valor de média mensal anual dos últimos 30 anos de 8753 MJ mm ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> que para essa região do estado do Rio grande do Sul são valores considerados normais. Valores próximos foram encontrados por CASSOL et al., (2007) para a mesma região que esteve na ordem de 8825 MJ mm ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> o que reforça os resultados obtidos nos últimos 30 anos.

A partir do mês de dezembro de 2011 até junho de 2012 houve baixos índices de precipitação devido a atuação do fenômeno La Niña com significativa repercussão na redução das perdas de água e sedimentos em suspensão. Neste período o sul do Brasil esteve sob a influência do fenômeno La Niña, onde a totalidade das regiões do Rio Grande do Sul (RS) sofreu drasticamente com sua atuação (STRÍKIS et al., 2011).

Devemos salientar que nos meses de maio e junho, temos a implementação das culturas do trigo e aveia, sendo que as mesmas apresentaram maior proteção para o solo, somente em julho/agosto. Mesmo com a cobertura dessas culturas a

proteção contra o solo ainda é insuficiente, pois além de serem pouco desenvolvidas, as áreas precisariam de maior proteção contra as enxurradas, principalmente frente aos eventos de maior magnitude.

Os meses de julho de 2012 e de 2011 foram chuvosos, salientando a ocorrência de eventos de alta magnitude. Mesmo sendo esses eventos de baixa frequência de ocorrência, eles são responsáveis pelas maiores perdas de sedimento bem como alto dano ambiental e econômico. Por isso, a necessidade do monitoramento das variáveis hidrológicas e sedimentologias durante os eventos chuvosos.

No segundo semestre de 2012 o fenômeno La Niña deixa de atuar o que retorna as chuvas em volumes mais altos sendo normalizado em setembro e outubro que juntos totalizaram 36% da precipitação ocorrida no ano de 2012. Neste segundo semestre o uso do solo nas áreas de soja é composto na grande maioria pelo cultivo do trigo e aveia. E em menor escala o uso do azevém como pastagem. Sendo assim, as chuvas que ocorreram nos meses de setembro e outubro podem ter impacto direto nas perdas de água e contribuição nas taxas de sedimentos devido à fase reduzida de cobertura do solo bem como o plantio do milho e a colheita do trigo nos meses subsequentes onde o solo ainda não apresenta restituição de proteção.

Quando consideramos a erosividade, observa-se que o mês de outubro apresenta valor significativo resultado de índices pluviométricos elevados. Mesmo que nessa época encontramos uma boa cobertura do solo, são essenciais práticas de controle de enxurrada. Fato esse, observado pelas variáveis hidrológicas e sedimentológicas na rede drenagem.

## **4.2 Fatores da Rusle**

### **4.2.1 Erosividade das chuvas (Fator R)**

O fator R de erosividade foi calculado a partir de duas estações do INMET e da ANA localizadas no exutório e a montante da bacia, o que englobou a distribuição da chuva no território da bacia. Para o cálculo do índice de erosividade foram

usadas as equações de (CASSOL et al., 2007; RUFINO et al., 1993). A equação de RUFINO et al. (1993) compreende uma grande escala, onde considera toda a região sul do Brasil. Já as equações de CASSOL et al. (2007) são específicas para os padrões climáticos da bacia em questão.

Tabela 18 – Índice de erosividade dos últimos 10 anos e do ano de 2011 que compreende o período de monitoramento.

	EI <sub>30</sub> (2000-2010)			EI <sub>30</sub> 2011		
	Cassol [1]	Cassol [2]	Rufino[3]	Cassol[1]	Cassol [2]	Rufino[3]
Janeiro	802	805	672	928	955	810
Fevereiro	459	558	472	1960	2047	1325
Março	569	633	540	1268	1347	1013
Abril	774	783	658	1244	1321	997
Maio	649	689	587	547	441	497
Junho	715	738	624	892	913	789
Julho	721	743	628	1198	1269	976
Agosto	586	644	550	1093	1155	918
Setembro	626	666	566	374	129	230
Outubro	1448	1362	983	993	1034	855
Novembro	856	844	699	457	284	369
Dezembro	774	783	657	345	54	134
<b>Total</b>	<b>8979</b>	<b>9250</b>	<b>7635</b>	<b>11299</b>	<b>10948</b>	<b>8913</b>

EI<sub>30</sub>=MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>

CASSOL et al. (2007) [1]: EI<sub>30</sub>= 109.65\* Rc<sup>0.75</sup> R<sup>2</sup>=0.53

CASSOL et al. (2007) [2]: EI<sub>30</sub>= 330.86+34.54\*Rc R<sup>2</sup>=0.40

RUFINO et al. (1993) [3]: EI<sub>30</sub>= 19.55+(4.20\*Mx).....R<sup>2</sup>=0.97

Tabela 19 – Valores mensais do índice de erosividade EI<sub>30</sub> (MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>) para a bacia do rio Conceição RS, para o período de 1961-2012.

Meses	Cassol [1]	Cassol [2]	Rufino
Janeiro	763	775	644
Fevereiro	662	698	589
Março	559	625	529
Abril	714	737	618
Maio	630	675	571
Junho	694	723	608
Julho	681	713	600
Agosto	670	705	594
Setembro	841	835	687
Outubro	1083	1034	807
Novembro	735	754	630
Dezembro	706	731	614
<b>Total</b>	<b>8738</b>	<b>9006</b>	<b>7491</b>

Observa-se que os valores de erosividade estimados pelas duas equações propostas por CASSOL et al. (2007) são relativamente maiores que os valores estimados por (RUFINO et al., 1993). Isso é repetido para a média de 50 anos tabela 19 ocorrendo em todos os meses. Considerando que as equações propostas por CASSOL et al. (2007) são específicas para a região, assumiu-se que essas são mais adequadas. Nota-se uma significativa superestimativa das equações de CASSOL et al. (2007) em relação aos valores estimados por RUFINO et al. (1993).

Considerando as diferenças entre as duas equações propostas por CASSOL et al. (2007) optou-se por aquela com maior coeficiente de determinação. Em função dos elevados volumes precipitados, foi calculado a erosividade do ano de 2011 para demonstrar o efeito climático deste ano em particular em relação à média de longo período. O que representa possivelmente uma condição climática extrema a ser considerada.

#### 4.2.2 Erodibilidade do solo (Fator K)

O uso de técnicas de geostatística pode ser usado para reproduzir mudanças de espaço, e permitir uma progressiva expressão de variação das características do solo. Este método reflete a realidade, no caso da erodibilidade do solo (WANG et al., 1999). Isso é muito apropriado em situações onde os dados disponíveis consistem em variáveis relacionadas, reduzindo a margem de erro, podendo prever melhor as variáveis, sendo útil na estimativa da erodibilidade do solo, pois esta depende de muitas variáveis, como o conteúdo do carbono orgânico, textura do solo, permeabilidade entre outras. Assim, solos de baixa erodibilidade, por exemplo, apresentam alta resistência natural à erosão hídrica.

A figura 8 mostra a distribuição do fator K a partir da variabilidade espacial dos solos e calculado com os dados dos parâmetros físicos e químicos de cada unidade.

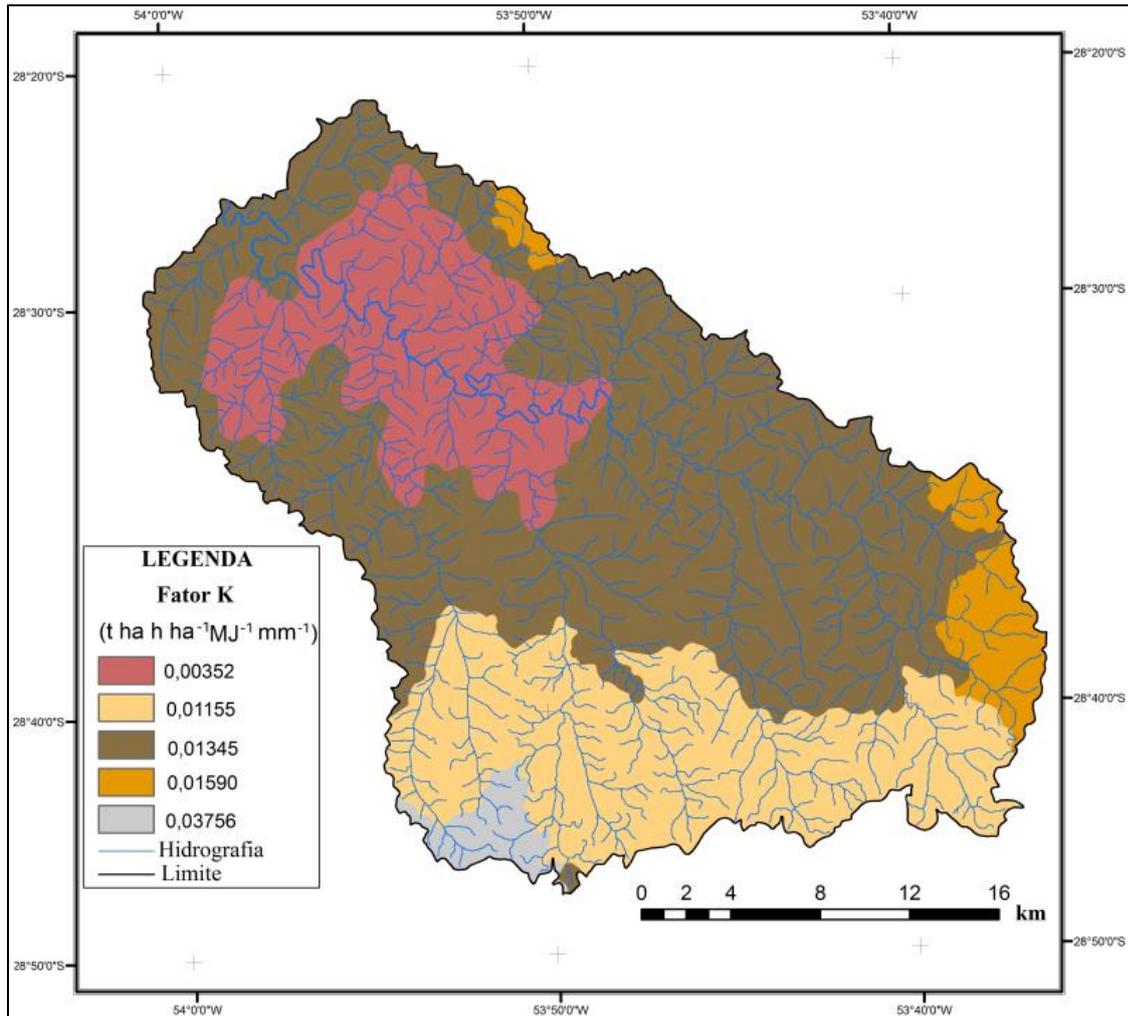


Figura 8 – Mapa do Fator K para os principais solos da bacia do rio.

Especialmente, em relação aos Latossolos, seria de se esperar que o fator K fosse maior no Nitossolo, pelo fato de este apresentar horizonte B textural, mais impeditivo à infiltração da água no solo do que o B latossólico dos Latossolos. Esses valores variaram de 0,00352 para os Nitossolos a 0,03756 para os Argissolos, estes com potencial maior de erosão frente aos demais. Já os Latossolos tiveram uma pequena variação de 0,01155 a 0,01590 que está entre a faixa 0,014 encontrada por SILVA (2004) em Latossolo vermelho.

Para FARINASSO et al.,(2006) em uma área de 133,571 Km<sup>2</sup>, usando informações de levantamentos de solos da RADAM BRASIL (1971), com informações dos parâmetros físico-químicos das classes de solos descritos em 141 perfis juntamente com o monograma de WISCHMEIER et al. (1971) encontrou um valor de 0.011 para os Nitossolos, bem diferente do encontrado nesse trabalho.

Os solos com B textural como os Argissolos apresentou o maior índice para K em função da maior proporção de areia. No caso dos Latossolos o fator controlador foram os teores de óxido de ferro, obtendo índices menores. Cabe frisar que para determinação desse fator, foram usadas inúmeras amostras com grande número de repetição.

Os valores baixos do para os Nitossolos pode ser atribuído à metodologia empregada para a determinação dos óxidos, que dependendo da técnica superestima, o que afeta os valores de K se for considerado os óxidos extruturais do argilo mineral. Podemos também frisar o grande número de pontos coletados para a sua determinação, bem diferente do levantamento da RADAM BRASIL (1971) que trabalha com malha amostral em grande escala.

#### 4.2.3 Declividade e comprimento da rampa (Fator LS)

Considerando a contribuição da forma do relevo no cálculo do fator LS, foi possível estabelecer para a bacia em questão a variabilidade espacial do fator topográfico para toda a área figura 9. Salienta-se que mesmo para essa escala de análise, a discretização altimétrica disponível é insuficiente para representar toda a complexidade presente e conseqüentemente algum grau de incerteza envolve essa estimativa. Mesmo assim, o uso desta rotina de cálculo permitiu obter valores coerentes de LS para a bacia. Nota-se claramente que os maiores valores de LS se encontram no terço inferior das encostas comandados pelo relevo e comprimento de rampa que caracteriza esses ambientes. Além disso, a visualização do mapa de declividade indica que nesse trecho de encostas também se apresenta valores altos de declividade.

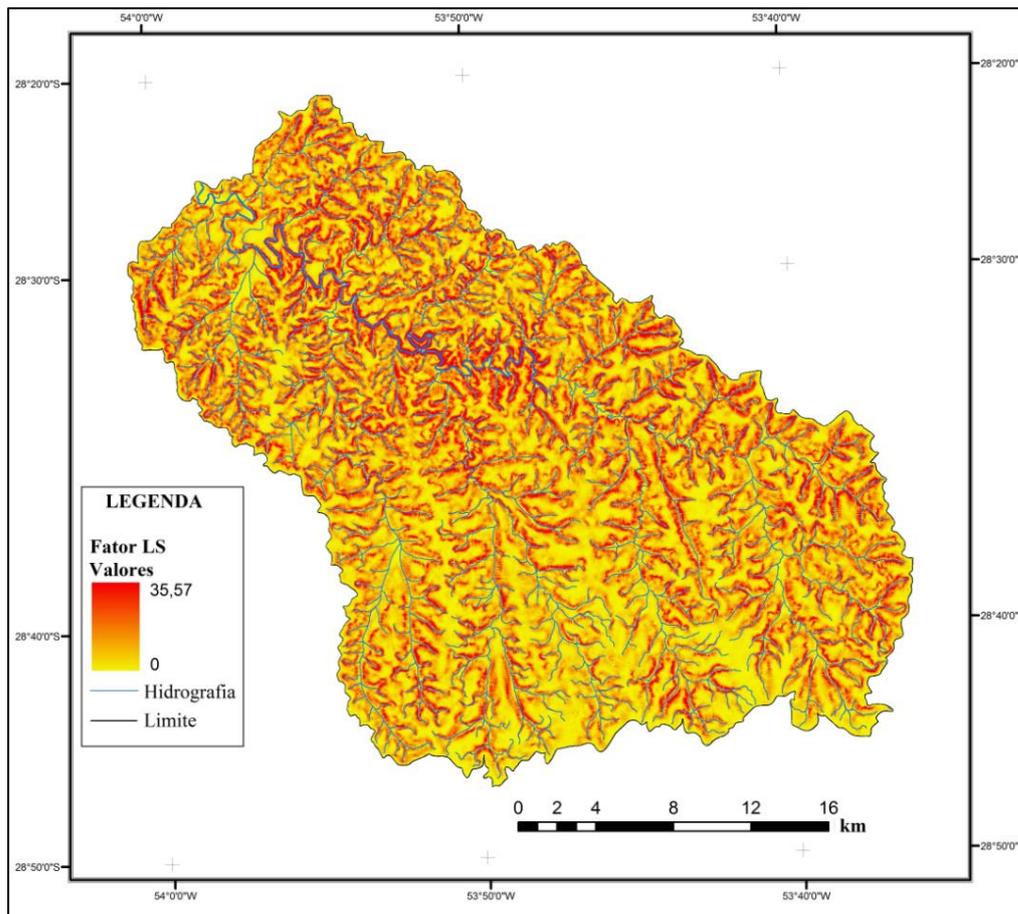


Figura 9 – Mapa do fator LS para a bacia do rio Conceição.

#### 4.2.4 Uso e manejo do solo (Fator C)

O desenvolvimento deste trabalho dedicou significativa atenção na estimativa do fator de cobertura. Foram realizados os cálculos de cada um dos 4 subfatores que compõem o fator C bem como a consideração da variabilidade mensal ponderada pela erosividade. O primeiro aspecto importante a salientar é que na análise de imagens de satélite não permite definir as características de sistemas produtivos que são necessárias para o cálculo do fator C e do fator P, sendo impossível a automatização desse procedimento extremamente importante no cálculo do fator C.

Por isso, um trabalho de campo foi realizado para verificar quais as principais características do sistema produtivo usados na região, considerando o que é mais predominante e também condições particulares. Sendo assim, ao invés de obter um

valor de C, foram calculados seis cenários passíveis de serem encontrados no local de estudo, desde as piores condições encontradas até as melhores. Dentre esses o cenário de soja/pousio/trigo é o considerado mais frequente encontrado.

Tabela 20 – Valores para o fator C calculados com representação de vários cenários que foram evidenciados na bacia do Rio Conceição.

Principais Cenários	Fator C
Soja/Aveia/Milho	0,01155
Soja/Pastagem/Soja	0,06485
Soja/Pousio/Trigo	0,02807
Soja/Pousio/Aveia	0,02083
Soja/Solo Exposto/Soja	0,10273
Soja/Solo Exposto/Milho	0,06548
Mata	0,00100

\*Cenários representado com base no ano anterior.

Os valores de do fator C variaram de um cenário considerado otimista encontrado para a rotação de soja/aveia/milho, a um cenário pessimista onde o solo permaneceu exposto durante boa parte do ano através do cenário soja/solo exposto/soja considerando para todos os cenários as iguais práticas do sistema de plantio direto. A partir desses cenários foram simuladas situações intermediárias que mais ocorre na área da bacia.

A seguir são apresentados os valores mensais de cada subfator que compõe o cálculo do fator C, bem como a representação espacial do fator C na bacia.

## a) Cenário I - Soja/aveia/milho

Tabela 21 – Determinação das variáveis do fator C através da simulação do cenário I Soja/aveia/milho.

<b>C=RPS*FEI</b>	<b>Cdi</b>	<b>Csi</b>	<b>Uai</b>	<b>Rsi</b>	<b>FEI</b>
0,000089	0,16997	0,15617	0,04132	0,90357	0,08948
0,000034	0,21366	0,18437	0,01714	0,97202	0,05126
0,003955	0,84267	0,14726	0,50841	0,98777	0,06346
0,004899	0,81165	0,11455	0,67493	0,90357	0,08640
0,000979	0,64523	0,11580	0,18509	0,97839	0,07236
0,000202	0,48358	0,11704	0,04493	0,99788	0,07973
0,000039	0,35153	0,11820	0,01158	0,99990	0,08043
0,000788	0,80880	0,04740	0,34800	0,90357	0,06534
0,000322	0,64523	0,05555	0,13275	0,98606	0,06857
0,000184	0,35153	0,06413	0,05064	0,99920	0,16157
0,000049	0,37030	0,07237	0,01931	0,99998	0,09507
0,000019	0,37209	0,07943	0,00737	1,00000	0,08634
<b>0,01155</b>					

C=Fator uso e manejo, Cdi=Cobertura pelo dossel, Uai=Uso anterior da terra, Rsi=Rugosidade aleatória FEI=Fração da erosividade total

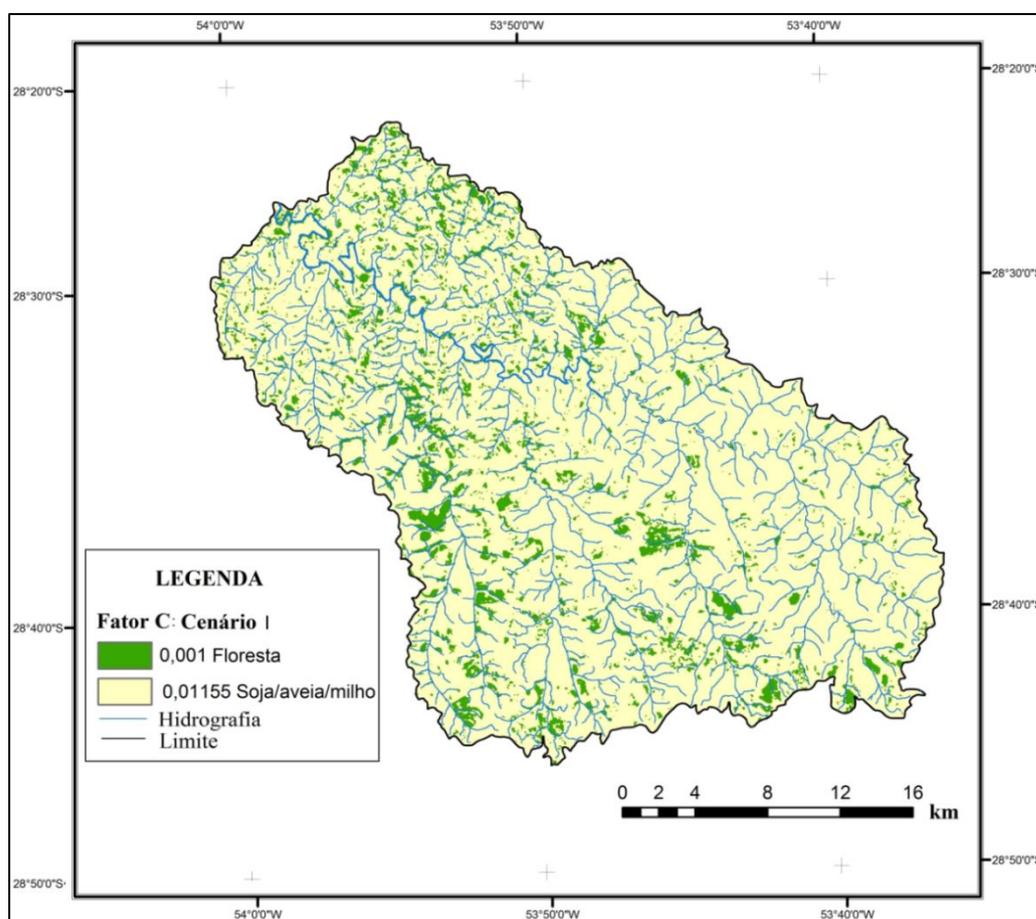


Figura 10 – Mapa do fator C que corresponde ao cenário soja/aveia/milho.

Para o cenário I com soja/aveia/milho o fator C calculado foi de 0,01155, onde é um dos cenários mais positivos para C. Podemos considerar esse cenário como sendo otimista, pois embora seja atraente não é aplicado em grande escala ficando restrito a algumas áreas. Esse cenário bem como os demais, foi considerado também o ano anterior que leva em conta os resíduos deixados pelas culturas antecedentes. Os fatores que levam o uso desse sistema em baixa escala estão refletidos no alto preço da soja no mercado internacional bem como o custo de implantação da cultura do milho associado ao maior risco de perdas por baixos volumes de chuva, faz com que os produtores optem pelo cultivo da soja.

De MARIA et al.,(1999) obtiveram valores de fator C variando de 0,025 a 0,156 para a cultura do milho, conforme as variações de solo, clima e manejo BERTOL et al. (2000), por outro lado, obtiveram valores de fator C variando de 0,0455 a 0,14376 para soja e de 0,0588 a 0,2158 para o trigo, dependendo do sistema de manejo do solo.

#### b) Cenário II - Soja/pastagem/soja

Tabela 22 – Determinação das variáveis do fator C através da simulação do cenário II Soja/pastagem/soja.

<b>C=RPS*FEI</b>	<b>Cdi</b>	<b>Csi</b>	<b>Uai</b>	<b>Rsi</b>	<b>FEI</b>
0,014094	0,99078	0,30018	0,58608	0,90357	0,08948
0,003964	0,99105	0,28659	0,27728	0,98208	0,05126
0,001869	0,99132	0,27789	0,10704	0,99863	0,06346
0,000964	0,99170	0,27233	0,04132	0,99994	0,08640
0,000328	0,99230	0,26721	0,01714	1,00000	0,07236
0,006003	0,99156	0,15948	0,52698	0,90357	0,07973
0,005457	0,99181	0,17793	0,39257	0,97930	0,08043
0,004560	0,99205	0,19228	0,36659	0,99805	0,06534
0,004976	0,99205	0,20749	0,35254	0,99992	0,06857
0,011503	0,99181	0,21756	0,32996	1,00000	0,16157
0,006009	0,99168	0,22692	0,28086	1,00000	0,09507
0,005132	0,99168	0,23536	0,25468	1,00000	0,08634
0,06485	-	-	-	-	-

C=Fator uso e manejo, Cdi=Cobertura pelo dossel, Uai=Uso anterior da terra, Rsi=Rugosidade aleatória FEI=Fração da erosividade total

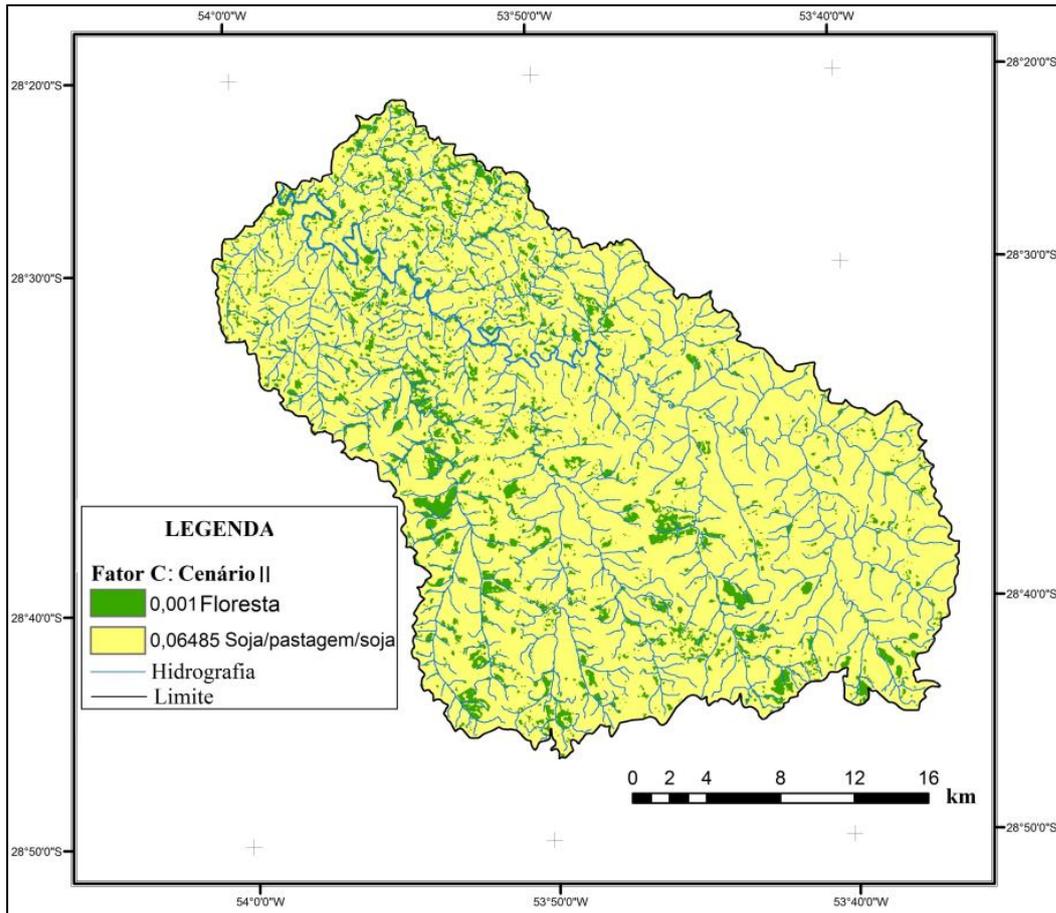


Figura 11 – Mapa do fator C que corresponde ao cenário soja/pastagem/soja

Para o cenário II com soja/pastagem/soja o fator C calculado foi de 0,06485, onde esse foi considerado é um dos cenários mais negativos, devido o uso intenso da pastagem no período de outono/inverno. Embora esse uso não tenha grande abrangência na bacia, ocorre nas pequenas e médias propriedades devido à redução da oferta de pastagem presentes nos poteiros, o que leva os agricultores a usarem em períodos de outono/inverno as áreas de lavoura para pastagem até a implantação das culturas de verão.

Esse uso reduz significativamente a quantidade de palhada depositada sobre o solo, bem como o aumento da densidade do solo pela compactação ocasionado pelos animais. Desse modo no início da implantação da cultura de verão o solo terá uma menor capacidade de infiltração e armazenamento de água o que pode aumentar as condições para formação do escoamento e consequentemente contribuir para elevar a produção de sedimentos.

## c) Cenário III - Soja/pousio/trigo

Tabela 23 – Determinação das variáveis do fator C através da simulação do cenário III Soja/pousio/trigo.

<b>C=RPS*FEI</b>	<b>Cdi</b>	<b>Csi</b>	<b>Uai</b>	<b>Rsi</b>	<b>FEI</b>
0,00622	0,9024	0,1454	0,5861	0,9036	0,089484
0,00174	0,7175	0,1739	0,2773	0,9821	0,051257
0,00074	0,5565	0,1947	0,1070	0,9986	0,063460
0,00027	0,3641	0,2091	0,0413	0,9999	0,086396
0,00007	0,2705	0,2231	0,0171	1,0000	0,072361
0,00517	0,8047	0,1584	0,5084	1,0000	0,079727
0,00397	0,7323	0,1757	0,3833	1,0000	0,080430
0,00718	0,8030	0,2243	0,6749	0,9036	0,065339
0,00180	0,6399	0,2264	0,1851	0,9795	0,068574
0,00081	0,4913	0,2285	0,0449	0,9979	0,161566
0,00009	0,3612	0,2304	0,0116	0,9999	0,095069
0,00002	0,2748	0,2321	0,0030	1,0000	0,086338
0,02807	-	-	-	-	-

C=Fator uso e manejo, Cdi=Cobertura pelo dossel, Uai=Uso anterior da terra, Rsi=Rugosidade aleatória FEI=Fração da erosividade total

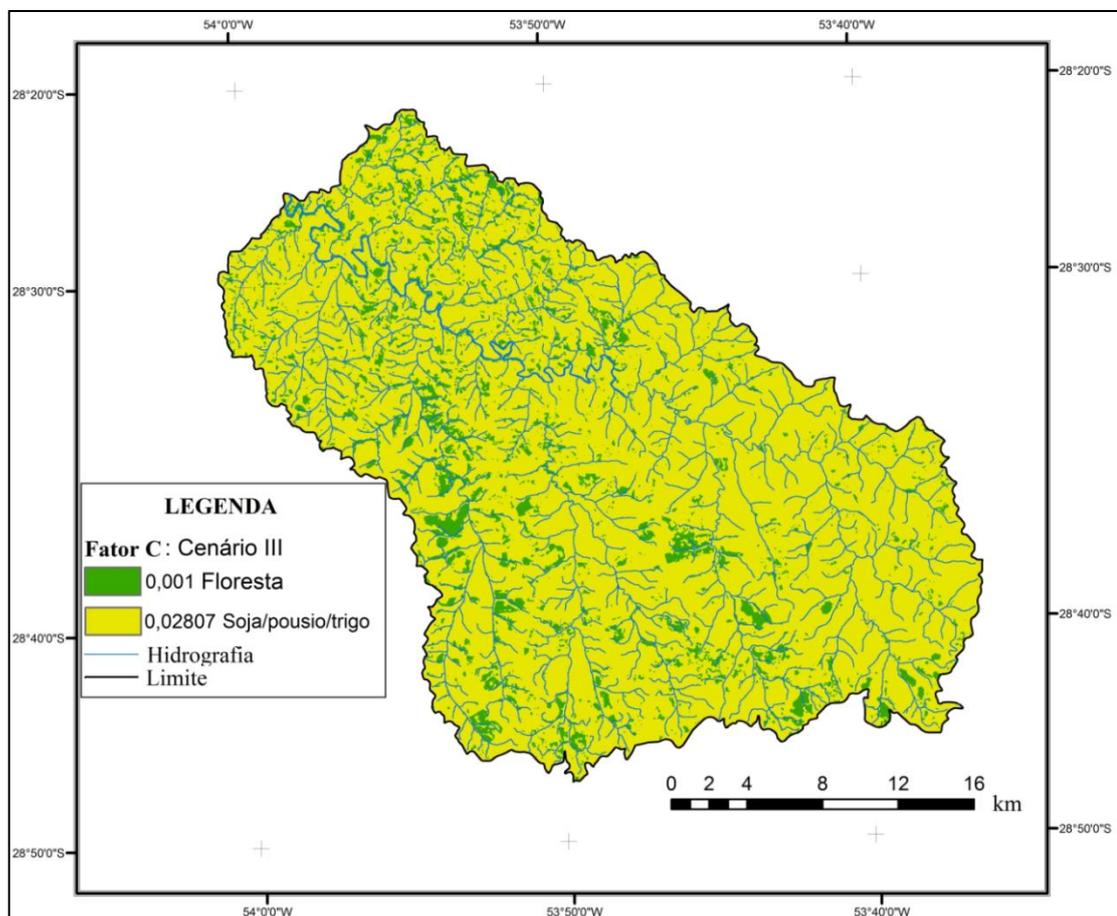


Figura 12 – Mapa do fator C que corresponde ao cenário soja/pousio/trigo.

Para o cenário III com soja/pousio/trigo o fator C calculado foi de 0,02807, onde é um dos cenários intermediário para o fator C. Esse cenário foi estabelecido devido ao fato do uso da cultura do trigo no inverno por grande parte dos agricultores a jusante da bacia mais precisamente na região de Cruz Alta e Boa Vista do Cadeado, onde após o uso da soja a área fica em pousio por volta de dois meses até a implantação da cultura do trigo. Considera-se esse intervalo como um curto período de pousio, mas deve ser considerado, pois precipitações de média a alta magnitude possuem reflexos diretos na desagregação dos solos. Pelo fato de encontrar se em uma fase sem cobertura estabelecida, as quais os resíduos depositados sobre o solo são menos eficientes quando comparado a plantas já estabelecidas no controle da erosão o que foi observado na região da bacia. Considerou-se que os resíduos do trigo deixados sobre o solo foram de  $1,8 \text{ t ha}^{-1}$ .

d) Cenário IV - Soja/pousio/aveia

Tabela 24 – Determinação das variáveis do fator C através da simulação do cenário IV Soja/pousio/aveia.

<b>C=RPS*FEI</b>	<b>Cdi</b>	<b>Csi</b>	<b>Uai</b>	<b>Rsi</b>	<b>FEI</b>
0,004354	0,90240	0,10200	0,58600	0,90400	0,08948
0,001363	0,71750	0,13600	0,27700	0,98200	0,05126
0,000619	0,55650	0,16400	0,10700	0,99900	0,06346
0,000240	0,36410	0,18400	0,04100	1,00000	0,08640
0,000069	0,27050	0,20500	0,01700	1,00000	0,07236
0,005166	0,80470	0,15800	0,50800	1,00000	0,07973
0,003966	0,73230	0,17600	0,38300	1,00000	0,08043
0,003664	0,80300	0,11500	0,67500	0,90400	0,06534
0,000921	0,63990	0,11600	0,18500	0,98000	0,06857
0,000416	0,49130	0,11700	0,04500	0,99800	0,16157
0,000047	0,36120	0,11800	0,01200	1,00000	0,09507
0,000008	0,27480	0,11900	0,00300	1,00000	0,08634
<b>0,02083</b>	-	-	-	-	-

C=Fator uso e manejo, Cdi=Cobertura pelo dossel, Uai=Uso anterior da terra, Rsi=Rugosidade aleatória FEI=Fração da erosividade total

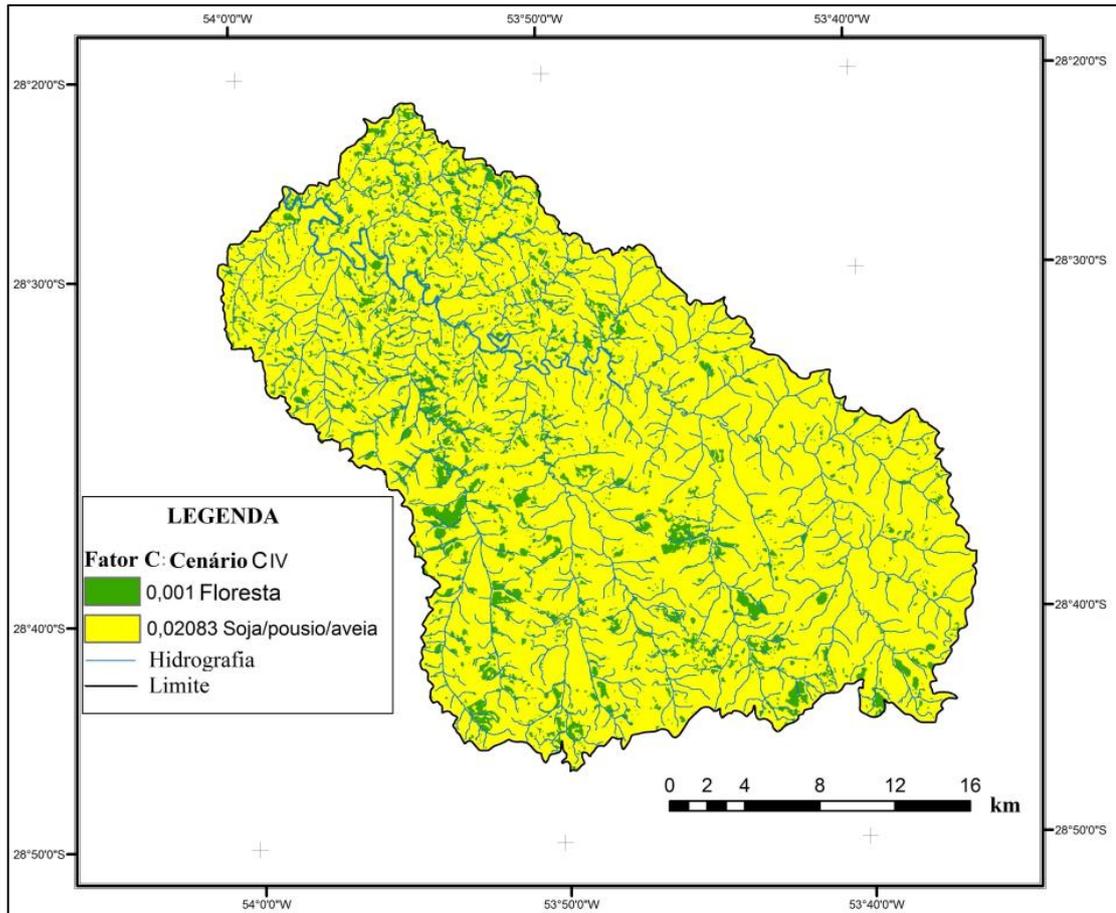


Figura 13 – Mapa do fator C que corresponde ao cenário soja/pousio/aveia.

Nesse cenário após a colheita da soja, o solo permanece por um período estreito sem cobertura até ser implantada a cultura da aveia, o que pode afetar seriamente os processos erosivos. Esse processo ocorre em algumas propriedades no estado do Rio Grande do Sul que optam em semear a aveia em meadas do mês de maio o que favorece os processos erosivos no período anterior a sua implantação.

Em alguns meses o subfator uso anterior contribui no controle da erosão, sendo que atuou por um período importante no controle dos processos erosivos.

Para o cenário IV com soja/pousio/aveia o fator C calculado foi de 0,02083, onde também consideramos como um dos cenários intermediários para o fator C. Essa simulação foi estabelecida pelo fato que na região principalmente pelos agricultores mais estruturados, que usam a aveia em detrimento do trigo quando este está com defasagem de preço no mercado nacional, o que leva a implantação

da cultura da aveia em maior escala, onde além de produzir sementes deixa uma significativa quantidade de resíduos sobre o solo.

Para esse cenário, a cobertura foi considerada um valor de 3 t ha<sup>-1</sup>, isso quando não é utilizado como pastagem.

e) Cenário V - Soja/ solo exposto/soja

Tabela 25 – Determinação das variáveis do fator C através da simulação do cenário V Soja/ solo exposto/soja.

<b>C=RPS*FEI</b>	<b>Cdi</b>	<b>Csi</b>	<b>Uai</b>	<b>Rsi</b>	<b>FEI</b>
0,006836	0,9030	0,1454	0,5861	0,9036	0,0983
0,001758	0,7175	0,1739	0,2773	0,9821	0,0517
0,000820	0,5565	0,1947	0,1070	0,9986	0,0708
0,000267	0,3641	0,2091	0,0413	0,9999	0,0850
0,000079	0,2705	0,2231	0,0171	1,0000	0,0761
0,004953	0,1627	0,9091	0,5084	0,9036	0,0729
0,008151	0,3166	0,9132	0,3833	0,9793	0,0751
0,008807	0,4177	0,9168	0,3601	0,9980	0,0640
0,009660	0,5177	0,9201	0,3471	0,9999	0,0584
0,027155	0,5659	0,9233	0,3264	1,0000	0,1592
0,017647	0,7106	0,9261	0,2799	1,0000	0,0958
0,016606	0,7559	0,9285	0,2556	1,0000	0,0926
0,1027	-	-	-	-	-

C=Fator uso e manejo, Cdi=Cobertura pelo dossel, Uai=Uso anterior da terra, Rsi=Rugosidade aleatória FEI=Fração da erosividade total

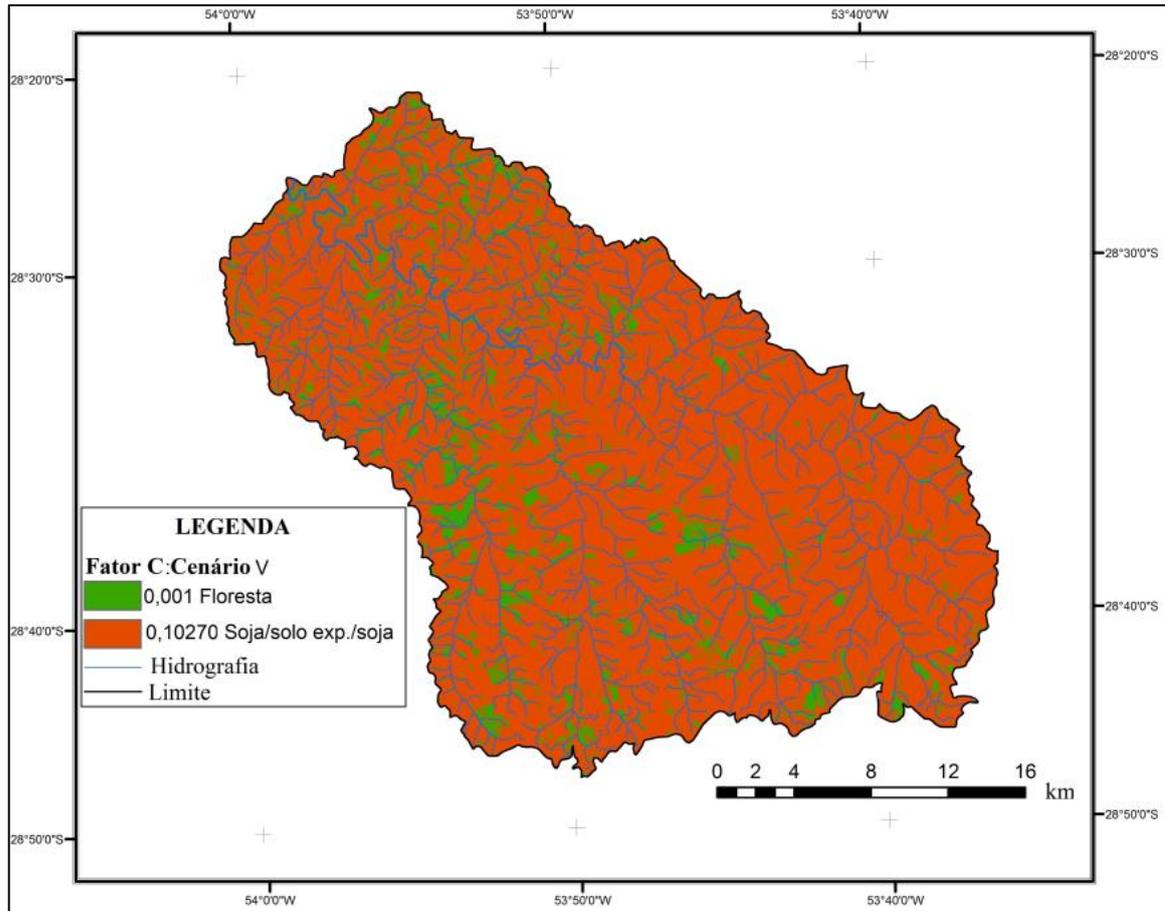


Figura 14 – Mapa do fator C que corresponde ao cenário soja/solo exposto/soja.

Esse cenário usa o pousio em um longo período, onde não é implantada nenhuma cultura, mantendo o solo com baixa cobertura vegetal aqui nominado como “exposto”.

Para o cenário V com soja/solo exposto/soja, o fator C calculado foi de 0,10270, onde consideramos um dos piores cenários para C. Esse caso ocorre dentro da bacia em áreas de pequena propriedade que usaram o trigo no ano anterior. Pelo fato da baixa produtividade e o preço reduzido do produto no mercado nacional bem como a cultura da soja que inicia o cenário enfrenta algum tipo de problema climático, faz com que o agricultor fique descapitalizado para fazer uma cobertura de inverno, sendo que essas áreas são deixadas em pousio por um longo período.

## f) Cenário VI - Soja/solo exposto/milho

Tabela 26 – Determinação das variáveis do fator C através da simulação do cenário VI Soja/solo exposto/milho.

<b>C=RPS*FEI</b>	<b>Cdi</b>	<b>Csi</b>	<b>Uai</b>	<b>Rsi</b>	<b>FEI</b>
0,006836	0,90296	0,14543	0,58608	0,90357	0,0983019
0,001758	0,71747	0,17393	0,27728	0,98208	0,0517191
0,000820	0,55654	0,19475	0,10704	0,99863	0,0707730
0,000267	0,36408	0,20911	0,04132	0,99994	0,0850148
0,000079	0,27047	0,22310	0,01714	1,00000	0,0761458
0,004953	0,16265	0,90914	0,50841	0,90357	0,0729155
0,008151	0,31660	0,91322	0,38329	0,97930	0,0751075
0,008807	0,41773	0,91682	0,36008	0,99805	0,0639870
0,009660	0,51768	0,92014	0,34711	0,99992	0,0584309
0,013202	0,56330	0,35643	0,45708	0,90357	0,1592142
0,006640	0,71747	0,36136	0,27399	0,97558	0,0958216
0,004314	0,77827	0,36524	0,16423	0,99829	0,0925681
0,06548	-	-	-	-	-

C=Fator uso e manejo, Cdi=Cobertura pelo dossel, Uai=Uso anterior da terra, Rsi=Rugosidade aleatória FEI=Fração da erosividade total.

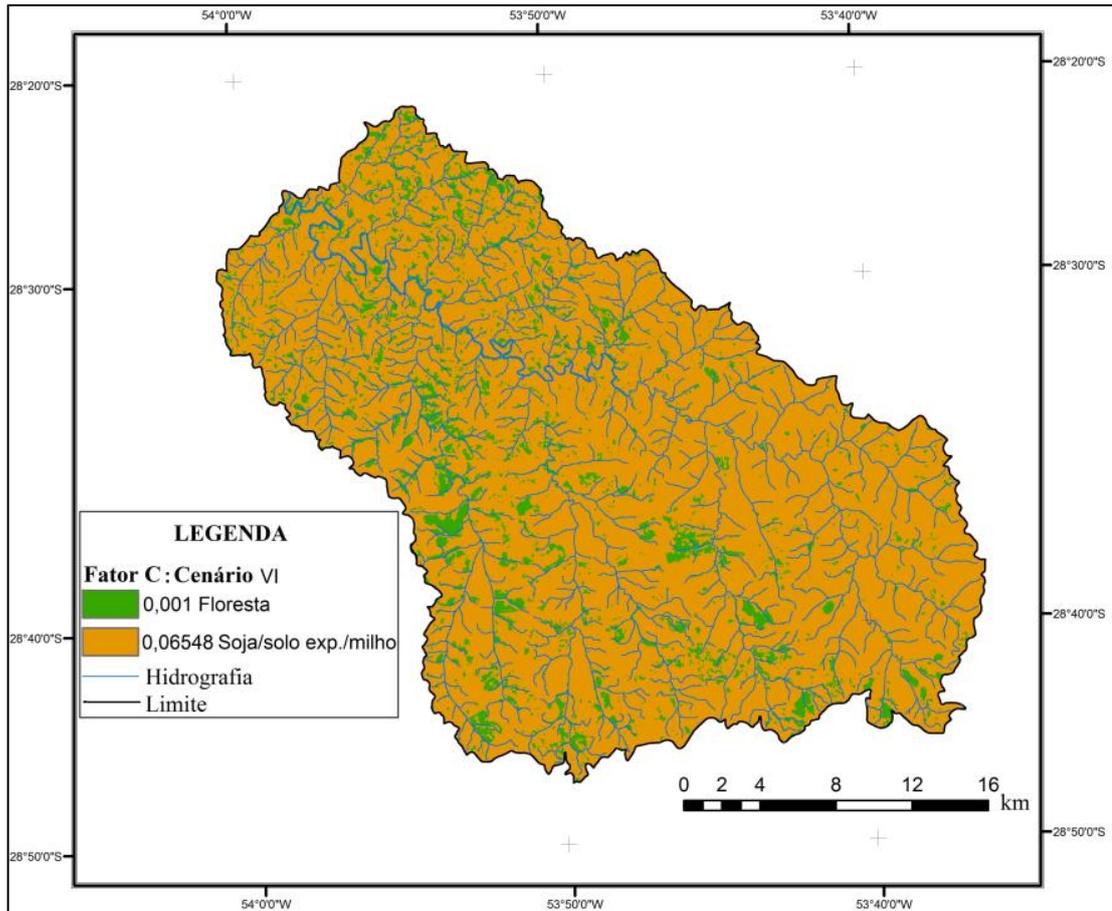


Figura 15 – Mapa do fator C que corresponde ao cenário soja/solo exposto/milho.

Para esse cenário foi utilizado como cultivo antecessor o trigo com uma produção de resíduos de  $1,8 \text{ t ha}^{-1}$ .

Para o cenário VI com soja/solo exposto/milho o fator C calculado foi de 0,06548, considerado o segundo pior tratamento depois da soja/solo exposto/soja. Esse tratamento é mais eficiente que o cenário V, pois o solo permanece sem cobertura por um menor tempo, sendo que em setembro encontra-se com a cultura do milho estabelecida em muitas áreas ao contrário da soja que estará estabelecida apenas em dezembro/janeiro. Considerou a cultura da soja como antecessora com uma contribuição de  $2 \text{ t ha}^{-1}$  de resíduos.

#### 4.2.5 Práticas conservacionistas (Fator P)

No presente estudo o valor de P foi determinado de acordo com a declividade do terreno, sendo que valor foi estabelecido entre o intervalo 0 a 1 de acordo com a declividade do terreno.

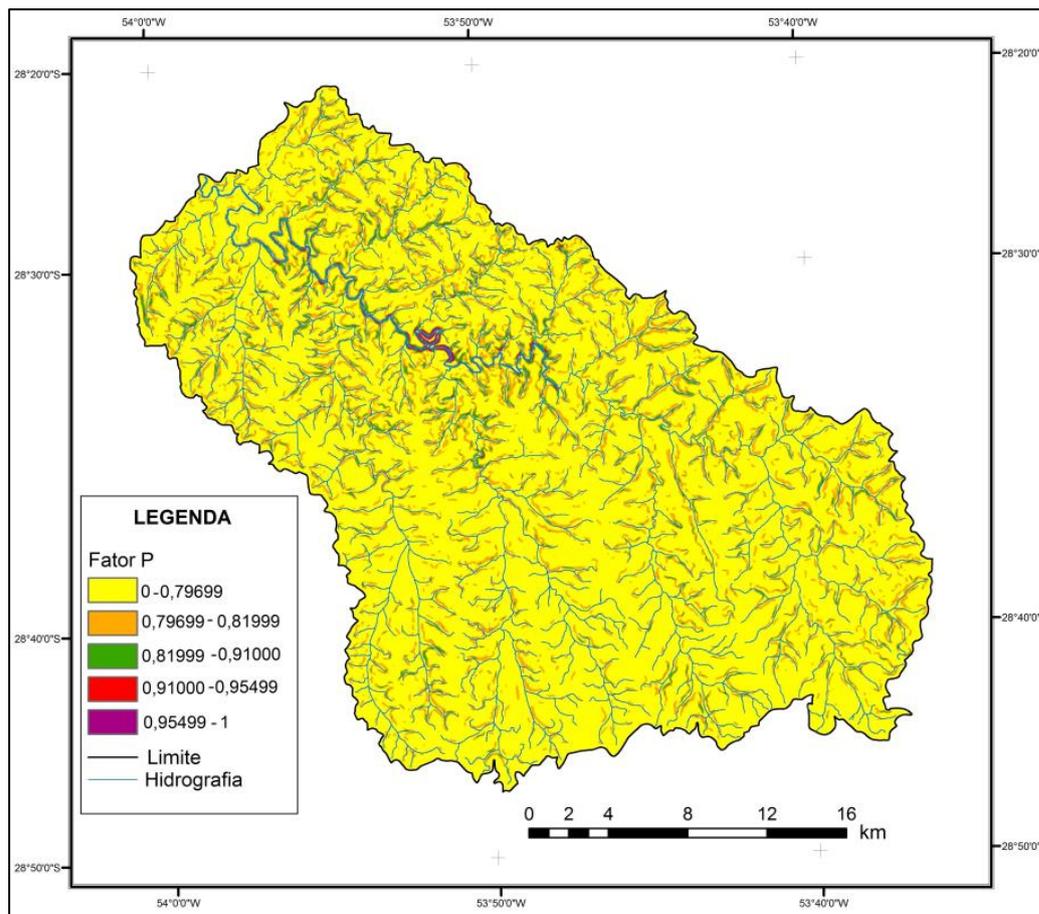


Figura 16 – Representação do fator P para diferentes inclinações do terreno.

Embora seja importante ressaltar que na região é possível visualizar a adoção de práticas de conservação do solo pelos agricultores (semeadura direta) as linhas de plantio não são em contorno ao nível do terreno, não existem terraços, cordões vegetados, canais vegetados, muito menos a sistematização na construção das estradas conforme a recomendação do manejo das glebas.

### 4.3 Estimativa da Erosão Bruta (RUSLE)

Após a obtenção de todos os fatores da Equação Universal de Perdas de Solos Revisada (RUSLE) foi possível, por meio da álgebra de matrizes, estimar pixel a pixel os valores de perda de solo para a bacia em questão. Como o fator C assumiu seis diferentes valores em função dos cenários possíveis, é apresentado o resultado da perda de solo para cada condição. O fator R também assumiu valores distintos, nesse caso dois valores, uma condição que representa a média histórica e um valor que representa um ano de alta erosividade. Sendo assim temos doze diferentes cenários de perda de solo, que numa perspectiva da modelagem de erosão nessa região representa uma margem de incertezas considerando a variabilidade climática e a variabilidade do uso e manejo do solo associado às decisões intrínsecas de cada agricultor. Sendo assim teremos um valor mínimo e máximo de perda de solo que podem ocorrer nesse ambiente.

Os resultados são apresentados em três formas diferentes: a) tabela com a perda de solo por classe de erosão, b) o histograma de frequência e c) mapa mostrando a variabilidade espacial encontrada.

a) Simulação 1, Cenário I soja/aveia/milho  $C = 0,01155$ ,  $R_1=8978 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ .

Tabela 27 – Distribuição das classes de erosão com quantificação da erosão bruta do cenário  $C_1R_1$ .

Classe erosão ( $\text{t ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ )	nº Pixels	Área (ha)	Área (%)	Erosão Bruta ( $\text{t ano}^{-1}$ )
0-1	704144	40558,69	50,44	20279,3
1-2	252207	14527,12	18,07	21790,6
2-4	243668	14035,28	17,45	42105,8
4-6	108187	6231,57	7,75	28042,0
6-9	60348	3476,04	4,32	26070,3
9-12	17998	1036,68	1,29	10885,1
12-18	7919	456,13	0,57	6842,0
18-25	1182	68,08	0,08	1463,7
25-50	377	21,72	0,03	814,3
50-65	6	0,35	0,00	19,8
80411,67 ha				158313,4
Erosão Bruta				<b><math>1,9 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}</math></b>

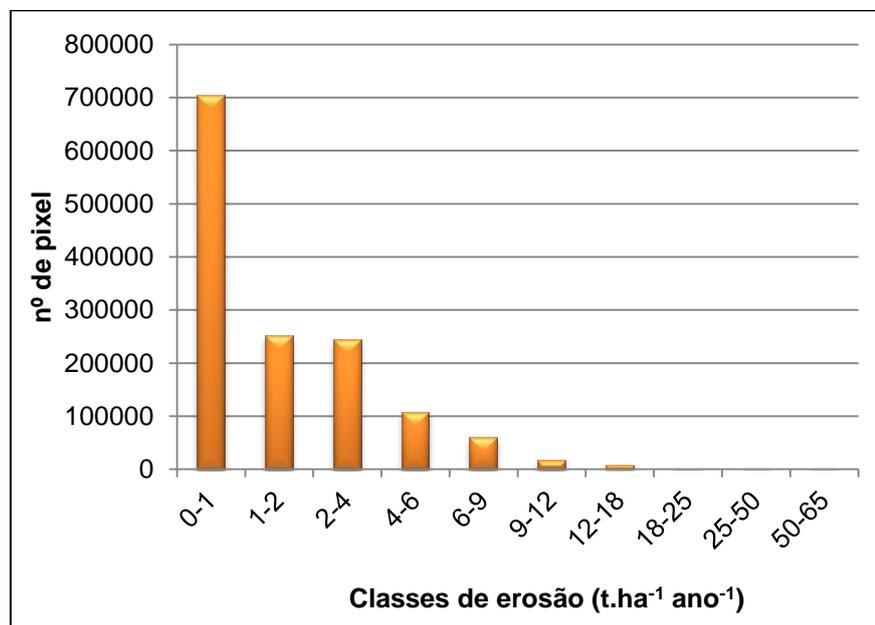


Figura 17 – Histograma de distribuição de frequência das classes de erosão para o cenário  $C_1R_1$ .

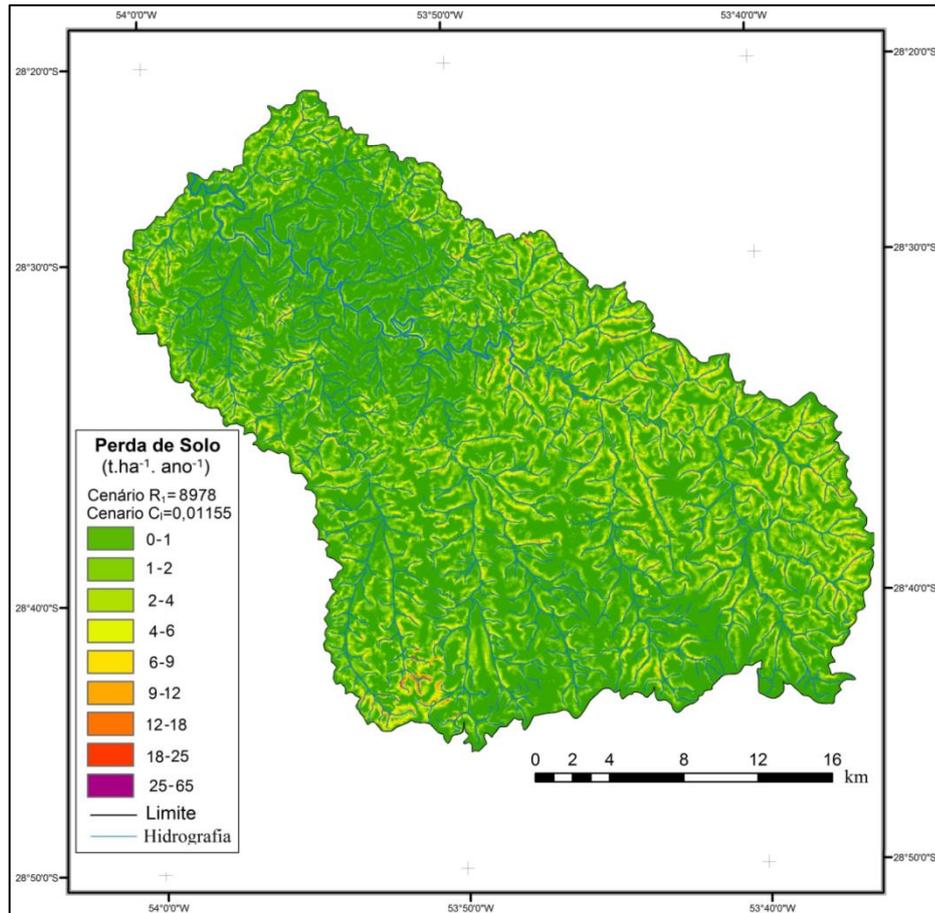


Figura 18 – Simulação da perda de solo para o cenário I com fator erosividade R<sub>1</sub>.

b) Simulação 2, Cenário I soja/aveia/milho C = 0,01155, R<sub>2</sub>= 11299 MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>.

Tabela 28 – Distribuição das classes de erosão com quantificação da erosão bruta do cenário C<sub>1</sub>R<sub>2</sub>.

Classe erosão (t ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )	nº Pixels	Área (ha)	Área (%)	Erosão Bruta (t ano <sup>-1</sup> )
0-1	628432	36197,68	45,01	18098,8
1-2	242721	13980,72	17,38	20971,0
2-4	252199	14526,66	18,06	43579,9
4-6	128473	7400,04	9,20	37000,2
6-9	88589	5102,72	6,34	38270,4
9-12	33010	1901,37	2,36	19964,4
12-18	18205	1048,60	1,30	15729,1
18-25	3392	195,37	0,24	4200,6
25-50	1001	57,65	0,071	2162,1
50-80	14	0,80	0,0010	52,4
80411,67 ha				20029,3
Erosão Bruta				<b>2,4 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup></b>

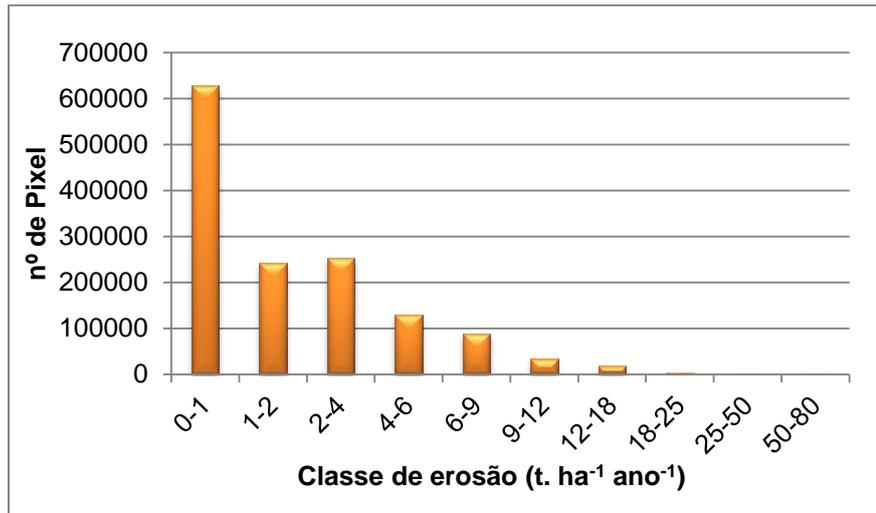


Figura 19 – Histograma de distribuição de frequência das classes de erosão para o cenário C<sub>1</sub>R<sub>2</sub>.

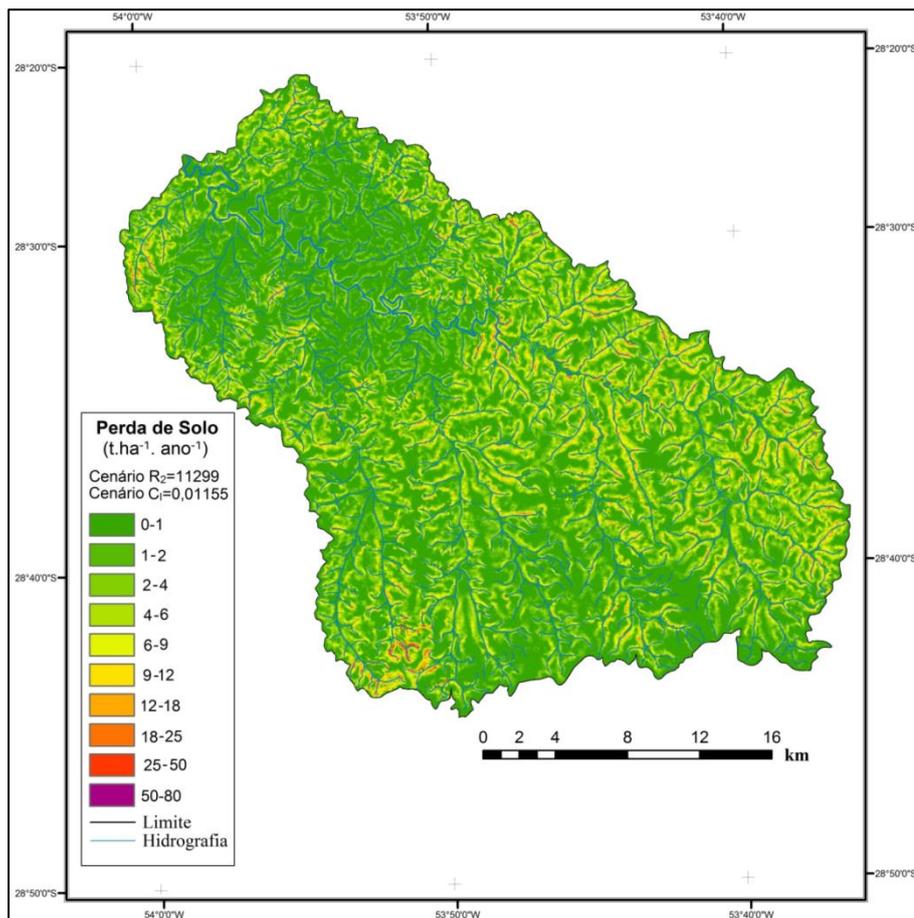


Figura 20 – Simulação da perda de solo para o cenário I com fator erosividade R<sub>2</sub>.

c) Simulação 3, Cenário II soja/pastagem/soja  $C = 0,06485$ ,  $R_1 = 8978 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ .

Tabela 29 – Distribuição das classes de erosão com quantificação da erosão bruta do cenário  $C_2R_1$ .

Classe erosão ( $\text{t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ )	nº Pixels	Área (ha)	Área (%)	Erosão Bruta ( $\text{t ano}^{-1}$ )
0-1	468824	27004,26	33,58	13502,1
1-2	192433	11084,14	13,78	16626,2
2-4	246734	14211,88	17,67	42635,6
4-6	148391	8547,32	10,63	42736,6
6-9	139729	8048,39	10,01	60362,9
9-12	81915	4718,30	5,87	49542,1
12-18	76481	4405,31	5,48	66079,5
18-25	27988	1612,11	2,00	34660,3
25-50	12886	742,23	0,92	27833,7
50-75	564	32,49	0,04	2030,4
75-100	82	4,72	0,01	413,2
100-150	9	0,52	0,00	64,8
		80411,67 ha		356487,8
		Erosão Bruta		<b>4,4 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup></b>

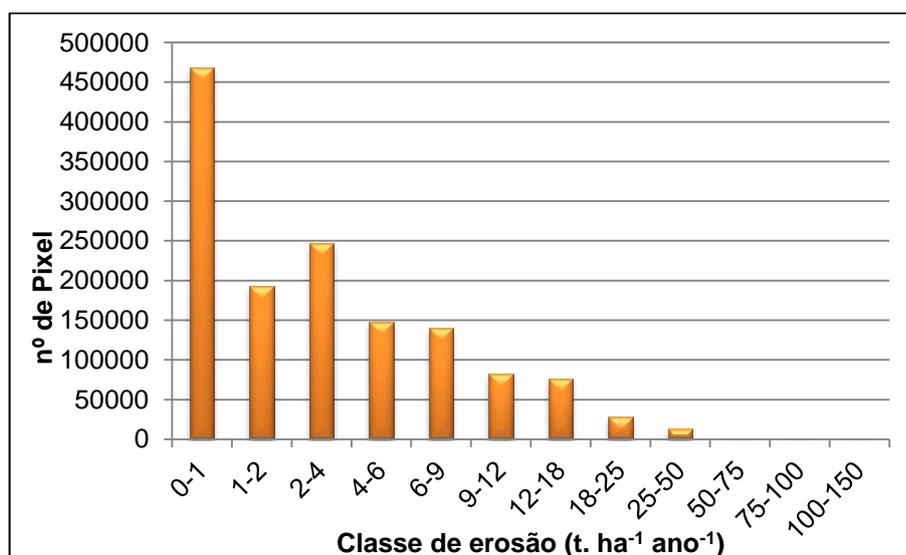


Figura 21 – Histograma de distribuição de frequência das classes de erosão para o cenário  $C_2R_1$ .

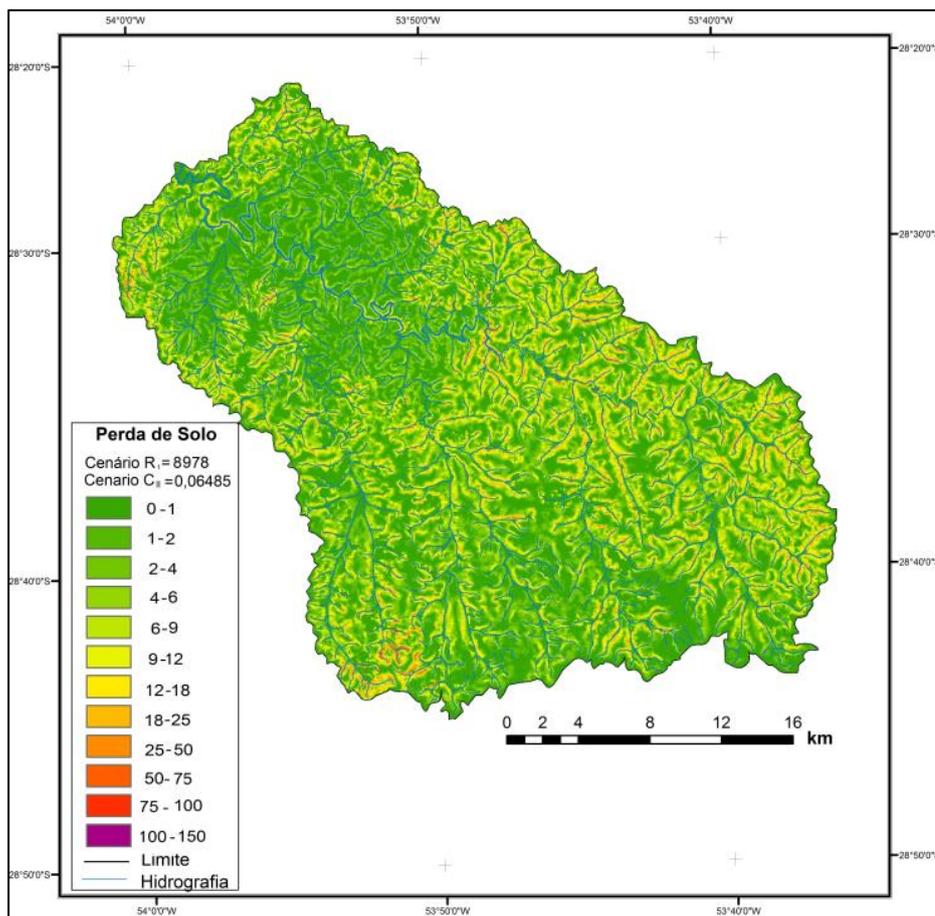


Figura 22 – Simulação da perda de solo para o cenário II com fator erosividade  $R_1$ .

d) Simulação 4, Cenário II soja/pastagem/soja  $C = 0,6485$ ,  $R_2 = 11299$  MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>.

Tabela 30 – Distribuição das classes de erosão com quantificação da erosão bruta do cenário  $C_2R_2$ .

Classe erosão (t ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )	nº Pixels	Área (ha)	Área (%)	Erosão Bruta (t ano <sup>-1</sup> )
0-1	243758	14040,46	17,460	7020,2
1-2	194740	11217,024	13,94	16825,5
1-4	177546	10226,64	12,71	30679,9
4-6	133937	7714,77	9,59	38573,8
6-9	148244	8538,85	10,61	64041,4
9-12	105829	6095,75	7,58	64005,3
12-18	144391	8316,92	10,34	124753,8
18-25	102284	5891,55	7,32	126668,5
25-50	122349	7047,30	8,76	264273,8
50-75	18472	1063,98	1,32	66499,2
75-100	3262	187,89	0,23	16440,4
100-300	1224	70,50	0,08	14100,4
80411,67 ha				833882,6
Erosão Bruta				10,3 t ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>

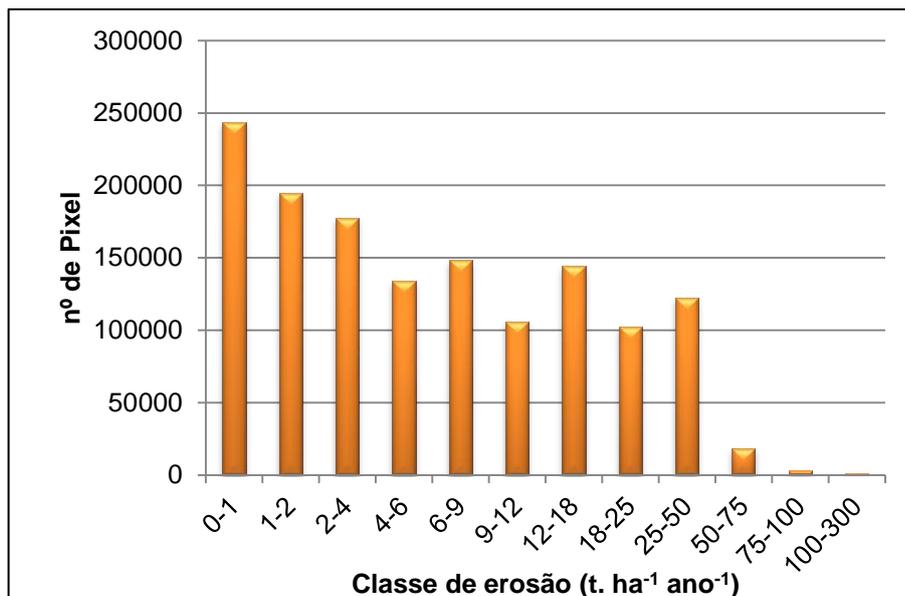


Figura 23 – Histograma de distribuição de frequência das classes de erosão para o cenário C<sub>2</sub>R<sub>2</sub>.

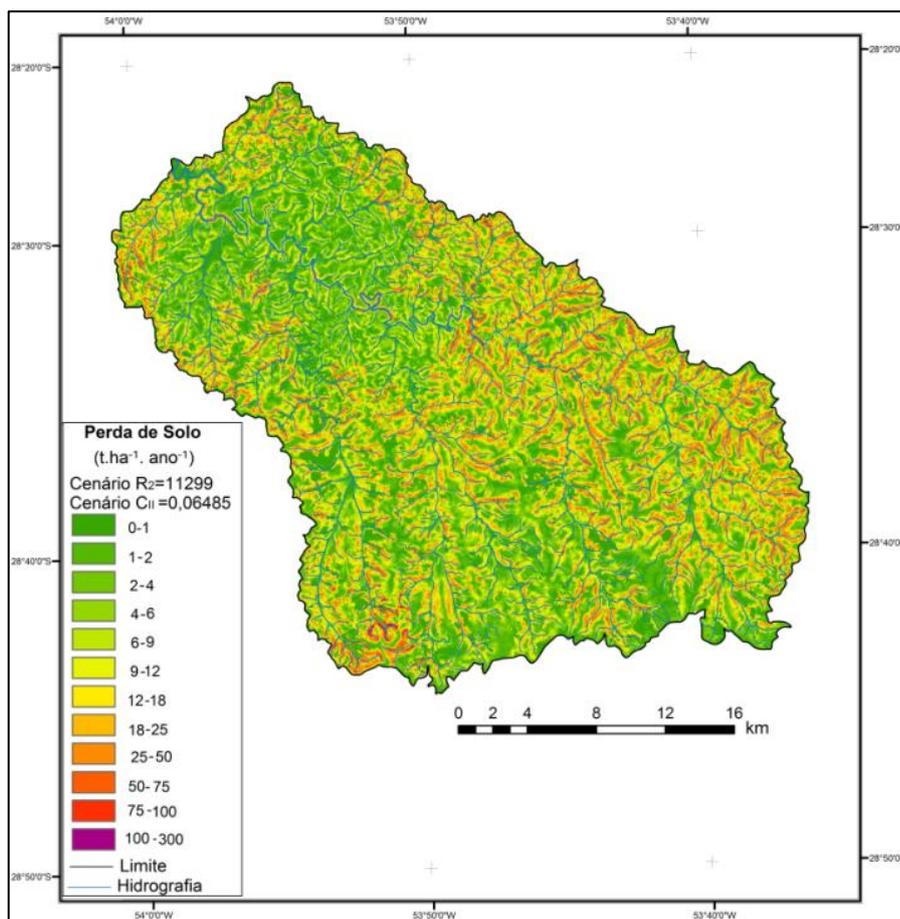


Figura 24 – Simulação da perda de solo para o cenário II com fator erosividade R<sub>2</sub>.

e) Simulação 5, Cenário III soja/pousio/trigo  $C = 0,02807$ ,  $R_1 = 8978 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ .

Tabela 31 – Distribuição das classes de erosão com quantificação da erosão bruta do cenário  $C_3R_1$ .

Classe erosão ( $\text{t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ )	nº Pixels	Área (ha)	Área (%)	Erosão Bruta ( $\text{t ano}^{-1}$ )
0-1	525315	30258,14	37,63	15129,0
1-2	213770	12313,15	15,31	18469,7
1-4	253535	14603,62	18,16	43810,8
4-6	145173	8361,96	10,40	41809,8
6-9	125321	7218,49	8,98	54138,6
9-12	64502	3715,32	4,62	39010,8
12-18	48983	2821,42	3,51	42321,3
18-25	14279	822,47	1,02	17683,1
25-50	4910	282,82	0,35	10605,6
50-75	236	13,59	0,02	849,6
75-100	9	0,52	0,00	45,3
100-115	3	0,17	0,00	18,5
80411,67 ha				283892,5
Erosão Bruta				<b>3,5 <math>\text{t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}</math></b>

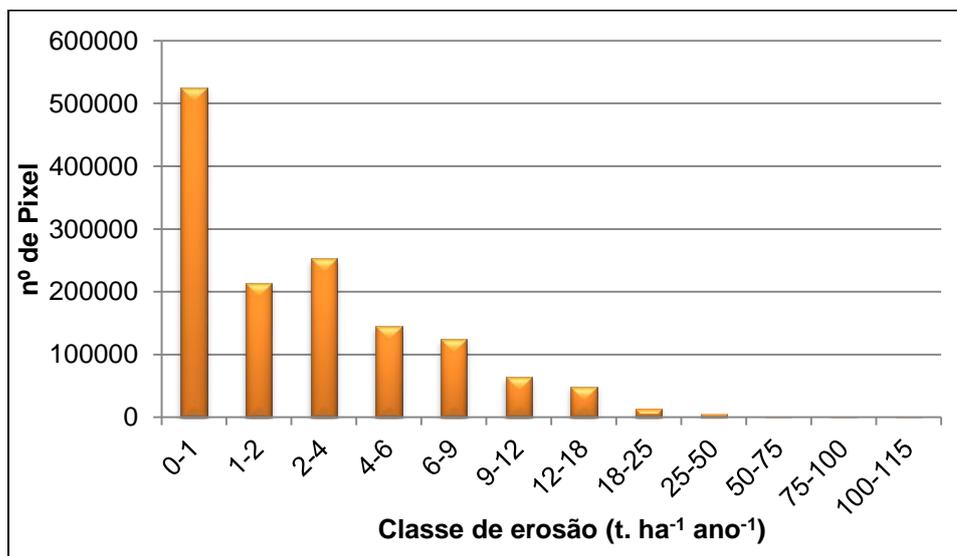


Figura 25 – Histograma de distribuição de frequência das classes de erosão para o cenário  $C_3R_1$ .

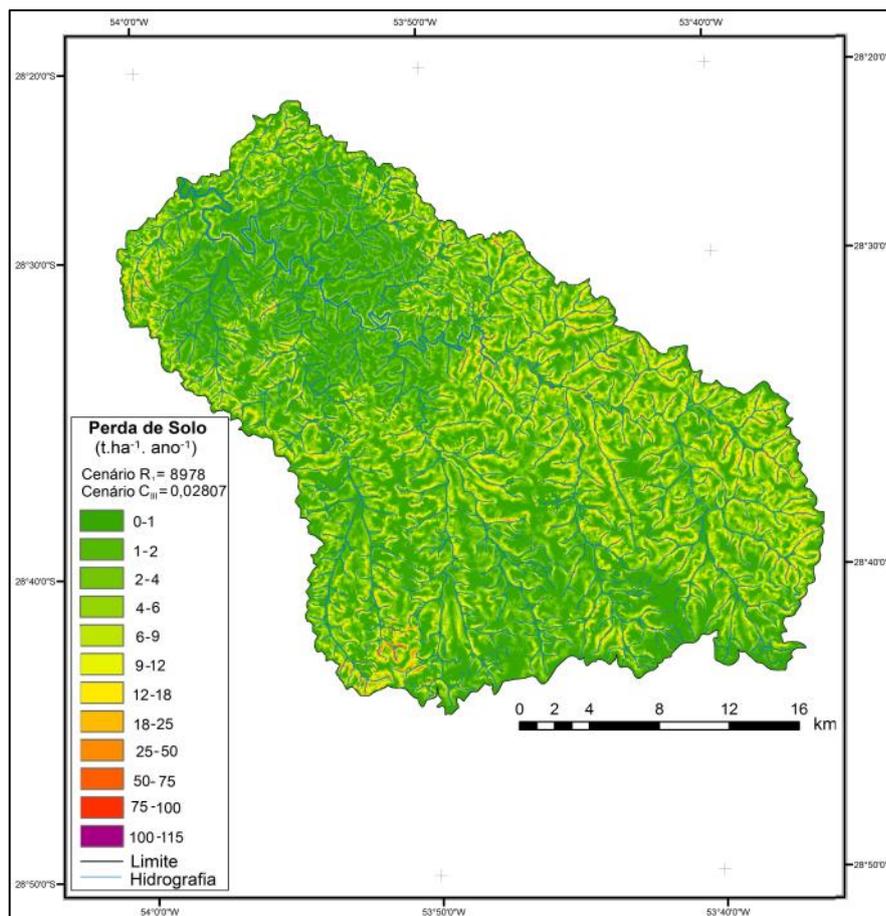


Figura 26 – Simulação da perda de solo para o cenário III com fator erosividade  $R_1$ .

f) Simulação 6, Cenário III soja/pousio/trigo  $C = 0,02807$ ,  $R_2 = 11299 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ .

Tabela 32 – Distribuição das classes de erosão com quantificação da erosão bruta do cenário  $C_3R_2$ .

Classe erosão ( $\text{t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ )	nº Pixels	Área (ha)	Área (%)	Erosão Bruta ( $\text{t ano}^{-1}$ )
0-1	468824	27004,26	33,58	13502,1
1-2	192433	11084,14	13,78	16626,2
1-4	246734	14211,88	17,67	42635,6
4-6	148391	8547,32	10,63	42736,6
6-9	139729	8048,39	10,01	60362,9
9-12	81915	4718,30	5,87	49542,1
12-18	76481	4405,31	5,48	66079,5
18-25	27988	1612,11	2,00	34660,3
25-50	12886	742,23	0,92	27833,7
50-75	564	32,49	0,04	2030,4
75-100	82	4,72	0,01	413,2
100-150	9	0,52	0,00	64,8
80411,67 ha				356487,8
Erosão Bruta				<b>4,4 <math>\text{t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}</math></b>

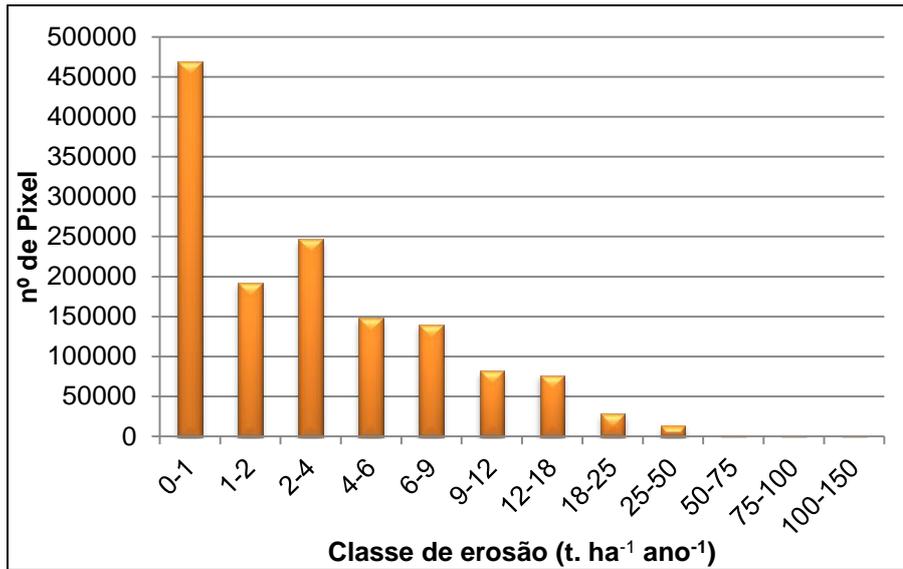


Figura 27 – Histograma de distribuição de frequência das classes de erosão para o cenário C<sub>3</sub>R<sub>2</sub>.

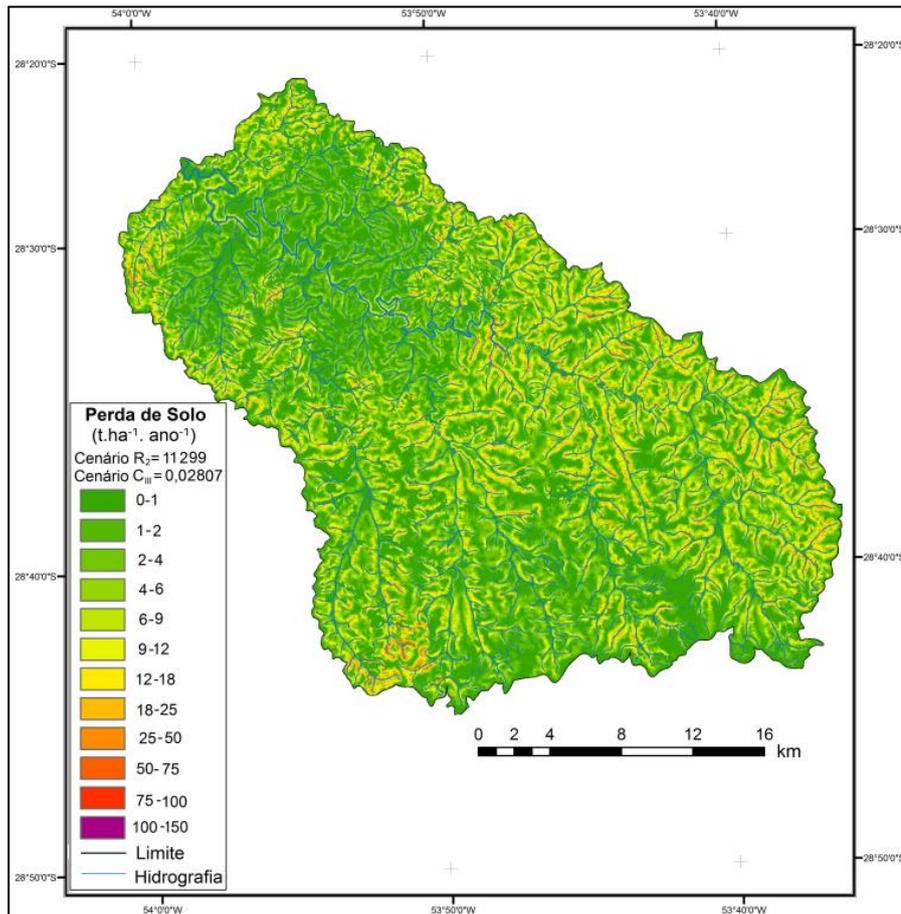


Figura 28 – Simulação da perda de solo para o cenário III com fator erosividade R<sub>2</sub>.

g) Simulação7, Cenário IV soja/pousio/aveia  $C = 0,02083$ ,  $R_1 = 8978 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ .

Tabela 33 – Distribuição das classes de erosão com quantificação da erosão bruta do cenário  $C_4R_1$ .

Classe erosão ( $\text{t ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ )	nº Pixels	Área (ha)	Área (%)	Erosão Bruta ( $\text{t ano}^{-1}$ )
0-1	468824	27004,26	33,58	13502,1
1-2	192433	11084,14	13,78	16626,2
1-4	246734	14211,88	17,67	42635,6
4-6	148391	8547,32	10,63	42736,6
6-9	139729	8048,39	10,01	60362,9
9-12	81915	4718,30	5,87	49542,1
12-18	76481	4405,31	5,48	66079,5
18-25	27988	1612,11	2,00	34660,3
25-50	12886	742,23	0,92	27833,7
50-75	564	32,49	0,04	2030,4
75-100	82	4,72	0,01	413,2
100-150	9	0,52	0,00	64,8
		80411,67 ha		356487,8
		Erosão Bruta		<b>4,4 <math>\text{t ha}^{-1} \text{ano}^{-1}</math></b>

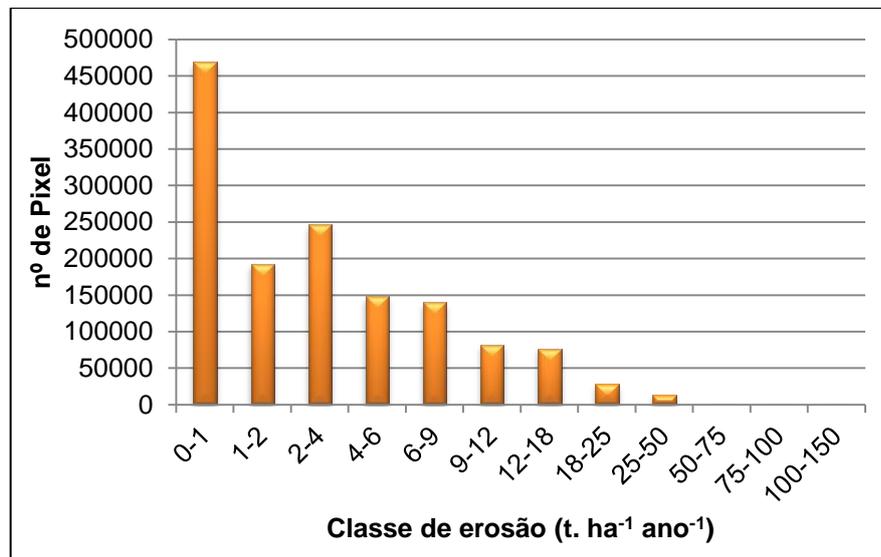


Figura 29 – Histograma de distribuição de frequência das classes de erosão para o cenário  $C_4R_1$ .

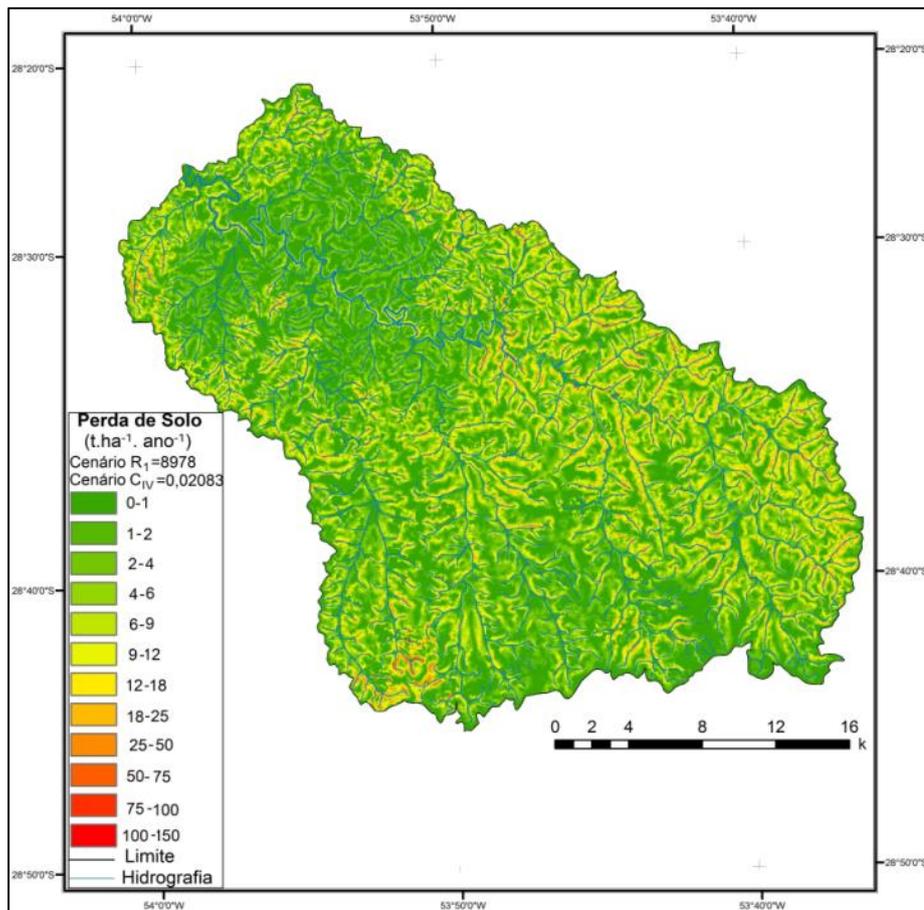


Figura 30 – Simulação da perda de solo para o cenário IV com fator erosividade R<sub>1</sub>.

h) Simulação 8, Cenário IV soja/pousio/aveia C = 0,02083, R<sub>2</sub> = 11299 MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup>.

Tabela 34 –Distribuição das classes de erosão com quantificação da erosão bruta do cenário C<sub>4</sub>R<sub>2</sub>.

Classe erosão (t ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )	nº Pixels	Área (ha)	Área (%)	Erosão Bruta (t ano <sup>-1</sup> )
0-1	468824	27004,26	33,58	13502,1
1-2	192433	11084,14	13,78	16626,2
1-4	246734	14211,88	17,67	42635,6
4-6	148391	8547,32	10,63	42736,6
6-9	139729	8048,39	10,01	60362,9
9-12	81915	4718,30	5,87	49542,1
12-18	76481	4405,31	5,48	66079,5
18-25	27988	1612,11	2,00	34660,3
25-50	12886	742,23	0,92	27833,7
50-75	564	32,49	0,04	2030,4
75-100	82	4,72	0,01	413,2
100-150	9	0,52	0,00	64,8
80411,67 ha				356487,8
Erosão Bruta				<b>4,4 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup></b>

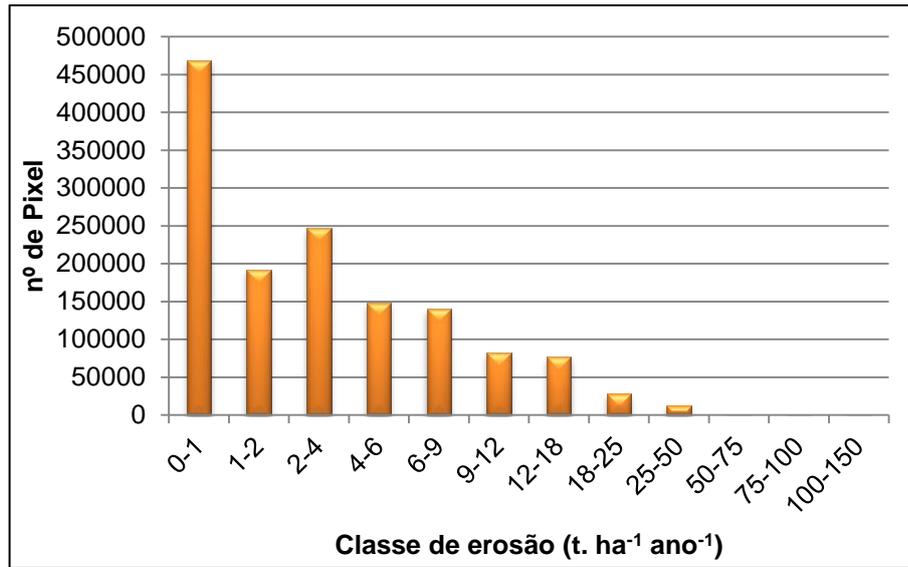


Figura 31 – Histograma de distribuição de frequência das classes de erosão para o cenário C<sub>4</sub>R<sub>2</sub>.

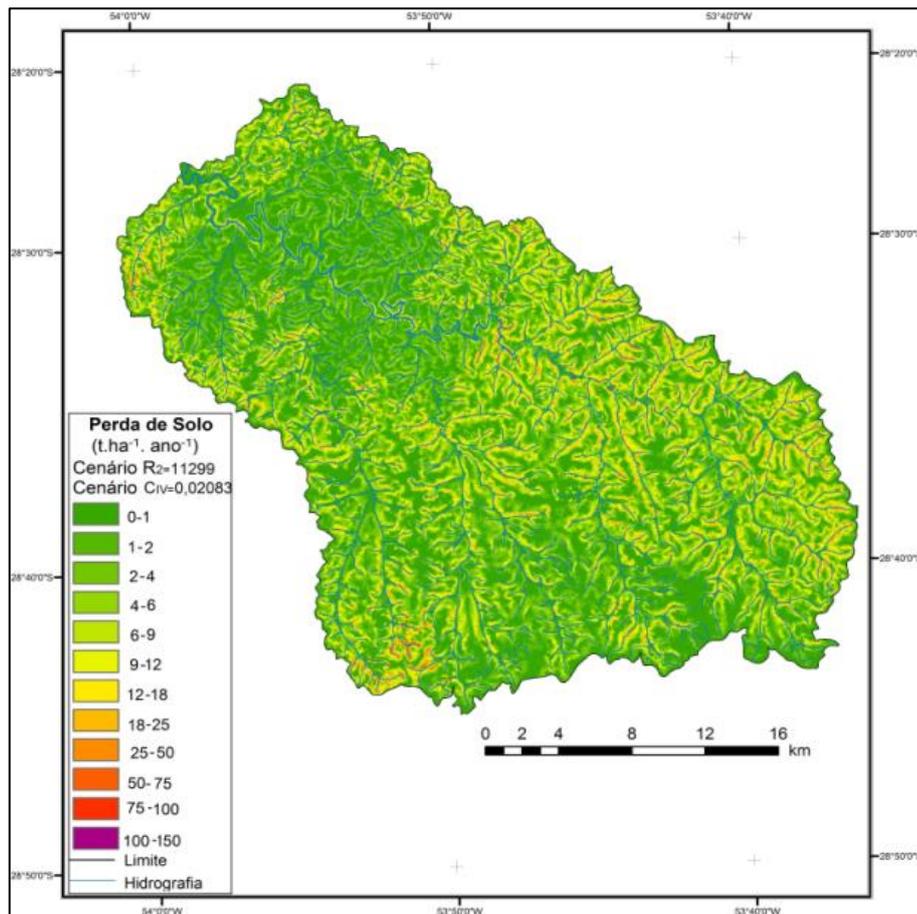


Figura 32 – Simulação da perda de solo para o cenário IV com fator erosividade R<sub>2</sub>.

i) Simulação 9, Cenário V soja/solo exposto/soja  $C = 0,1027$ ,  $R_1 = 8978 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ .

Tabela 35 – Distribuição das classes de erosão com quantificação da erosão bruta do cenário  $C_5R_1$ .

Classe erosão ( $\text{t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ )	nº Pixels	Área (ha)	Área (%)	Erosão Bruta ( $\text{t ano}^{-1}$ )
0-1	294041	16936,76	21,06	8468,3
1-2	100542	5791,22	7,20	8686,8
1-4	154638	8907,15	11,08	26721,4
4-6	122489	7055,37	8,77	35276,8
6-9	141504	8150,63	10,14	61129,7
9-12	106572	6138,55	7,63	64454,7
12-18	147991	8524,28	10,60	127864,2
18-25	113712	6549,81	8,15	140820,9
25-50	166969	9617,41	11,96	360653,0
50-75	35656	2053,79	2,55	128361,6
75-100	8485	488,74	0,61	42764,4
100-200	3290	189,50	0,24	28425,6
200-300	138	7,95	0,01	1987,2
300-400	8	0,46	0,00	161,2
400-500	1	0,06	0,00	25,9
		80411,67		1035802,1
		Erosão Bruta		<b>12,8 <math>\text{t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}</math></b>

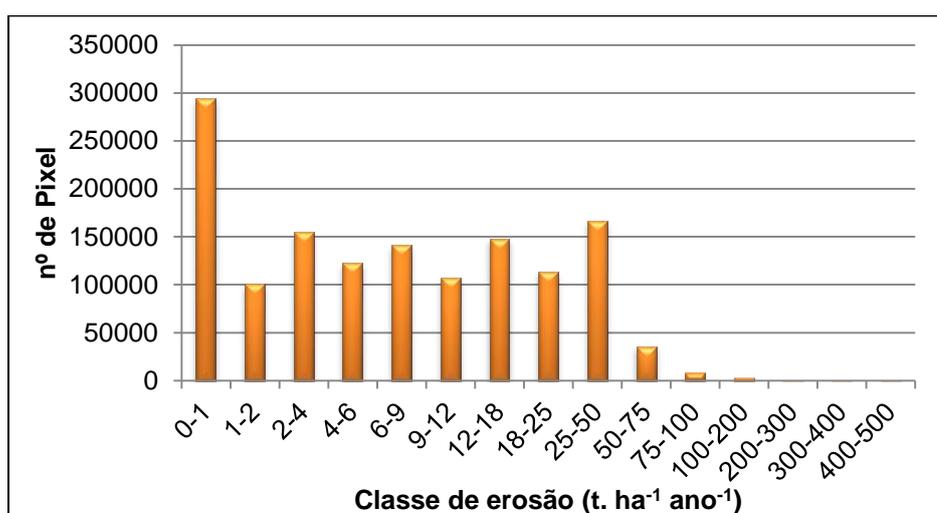


Figura 33 – Histograma de distribuição de frequência das classes de erosão para o cenário  $C_5R_1$ .

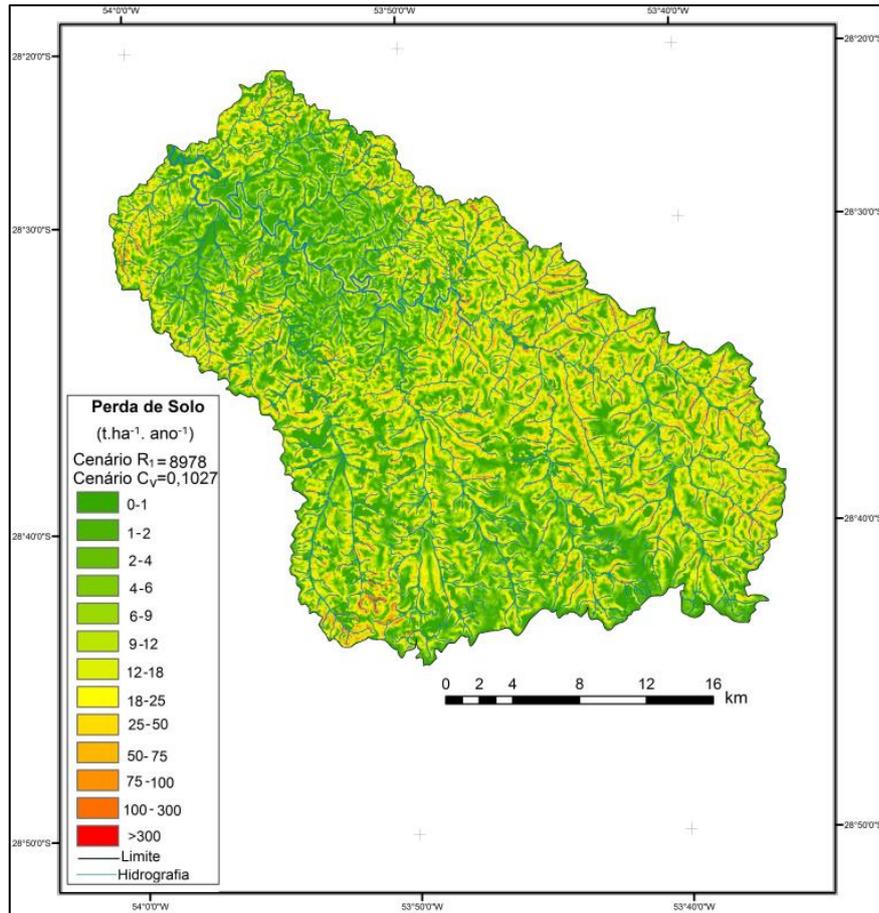


Figura 34 – Simulação da perda de solo para o cenário V com fator erosividade R<sub>1</sub>.

j) Simulação 10, Cenário V soja/solo exposto/soja  $C = 0,1027$ ,  $R_2 = 11299 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ .

Tabela 36 – Distribuição das classes de erosão com quantificação da erosão bruta do cenário  $C_5R_2$ .

Classe erosão ( $\text{t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ )	nº Pixels	Área (ha)	Área (%)	Erosão Bruta ( $\text{t ano}^{-1}$ )
0-1	270285	15568,42	19,36	7784,2
1-2	85301	4913,34	6,11	7370,0
1-4	135358	7796,62	9,70	23389,8
4-6	108737	6263,25	7,79	31316,2
6-9	131250	7560,00	9,40	56700,0
9-12	103410	5956,42	7,41	62542,3
12-18	149842	8630,90	10,73	129463,4
18-25	118963	6852,27	8,52	147323,7
25-50	204918	11803,28	14,68	442622,8
50-75	60426	3480,54	4,33	217533,6
75-100	18036	1038,87	1,29	90901,4
100-150	7939	457,29	0,57	57160,8
150-250	1416	81,56	0,10	16312,3
250-400	149	8,58	0,01	2789,2
400-550	6	0,35	0,00	164,1
80411,67 ha				1293374,4
Erosão Bruta				<b>16,0 <math>\text{t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}</math></b>

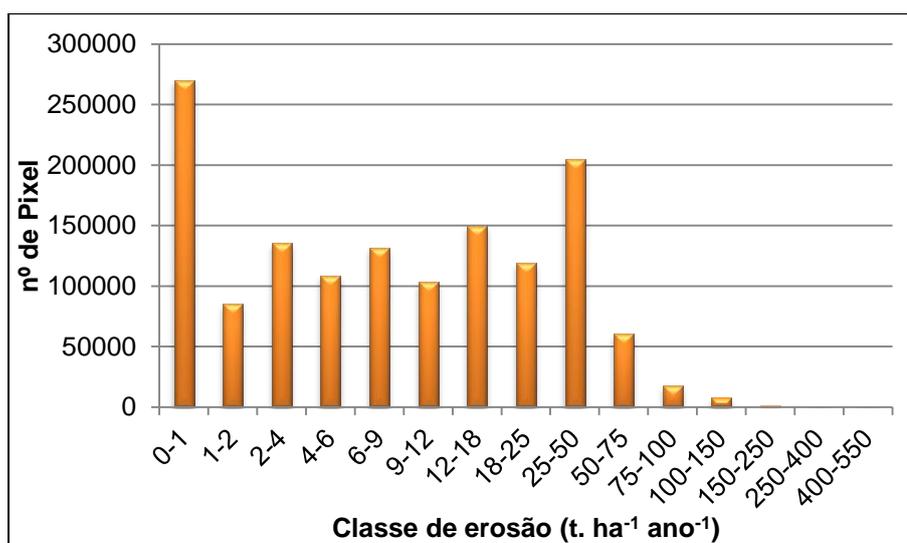


Figura 35 – Histograma de distribuição de frequência das classes de erosão para o cenário  $C_5R_2$ .

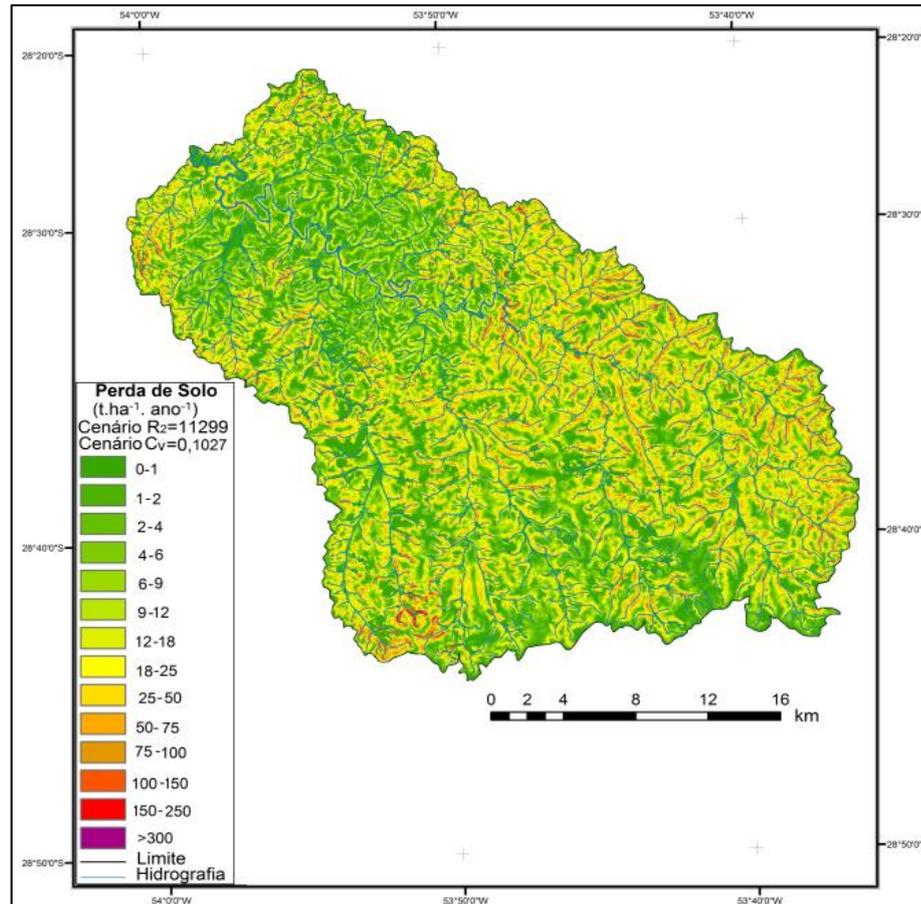


Figura 36 – Simulação da perda de solo para o cenário V com fator erosividade R2.

k) Simulação 11, Cenário VI soja/solo exposto/milho C = 0,06548, R<sub>1</sub>= 8978 MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>.

Tabela 37 – Distribuição das classes de erosão com quantificação da erosão bruta do cenário C<sub>6</sub>R<sub>1</sub>.

Classe erosão (t ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )	nº Pixels	Área (ha)	Área (%)	Erosão Bruta (t ano <sup>-1</sup> )
0-1	468824	27004,26	33,58	13502,1
1-2	192433	11084,14	13,78	16626,2
1-4	246734	14211,88	17,67	42635,6
4-6	148391	8547,32	10,63	42736,6
6-9	139729	8048,39	10,01	60362,9
9-12	81915	4718,30	5,87	49542,1
12-18	76481	4405,31	5,48	66079,5
18-25	27988	1612,11	2,00	34660,3
25-50	12886	742,23	0,92	27833,7
50-75	564	32,49	0,04	2030,4
75-100	82	4,72	0,01	413,2
100-150	9	0,52	0,00	64,8
80411,67 ha				356487,8
Erosão Bruta				<b>4,4 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup></b>

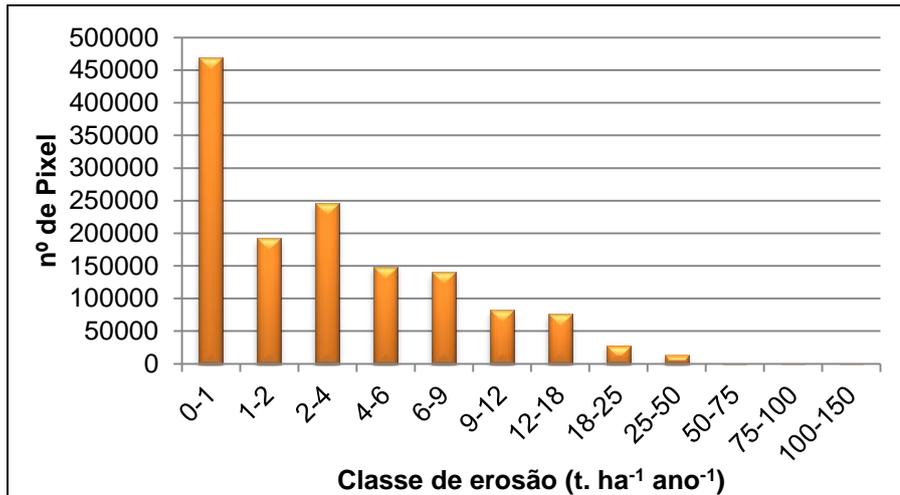


Figura 37 – Histograma de distribuição de frequência das classes de erosão para o cenário C<sub>6</sub>R<sub>1</sub>.

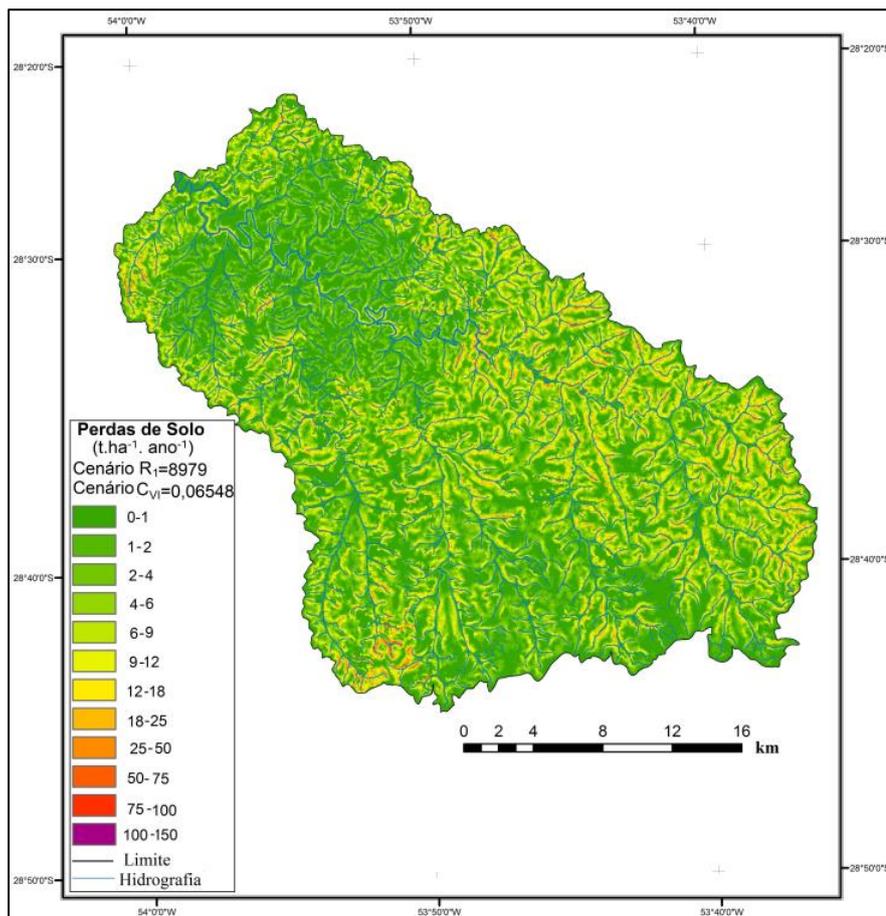


Figura 38 – Simulação da perda de solo para o cenário VI com fator erosividade R<sub>1</sub>.

l) Simulação 12, Cenário VI soja/solo exposto/milho  $C = 0,06548$ ,  $R_2 = 11299$  MJ mm  $ha^{-1} h^{-1} ano^{-1}$ .

Tabela 38 – Distribuição das classes de erosão com quantificação da erosão bruta do cenário  $C_6R_2$ .

Classe erosão ( $t ha^{-1} ano^{-1}$ )	nº Pixels	Área (ha)	Área (%)	Erosão Bruta ( $t ano^{-1}$ )
0-1	468824	27004,26	33,58	13502,1
1-2	192433	11084,14	13,78	16626,2
1-4	246734	14211,88	17,67	42635,6
4-6	148391	8547,32	10,63	42736,6
6-9	139729	8048,39	10,01	60362,9
9-12	81915	4718,30	5,87	49542,1
12-18	76481	4405,31	5,48	66079,5
18-25	27988	1612,11	2,00	34660,3
25-50	12886	742,23	0,92	27833,7
50-75	564	32,49	0,04	2030,4
75-100	82	4,72	0,01	413,2
100-150	9	0,52	0,00	64,8
80411,67 ha				356487,8
Erosão Bruta				<b>4,4 <math>t ha^{-1} ano^{-1}</math></b>

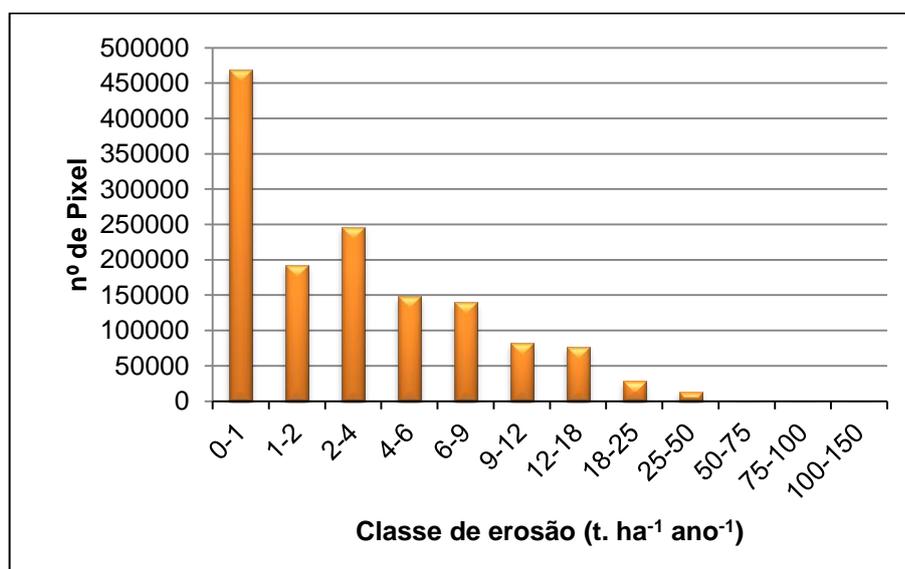


Figura 39 – Histograma de distribuição de frequência das classes de erosão para o cenário  $C_6R_2$ .

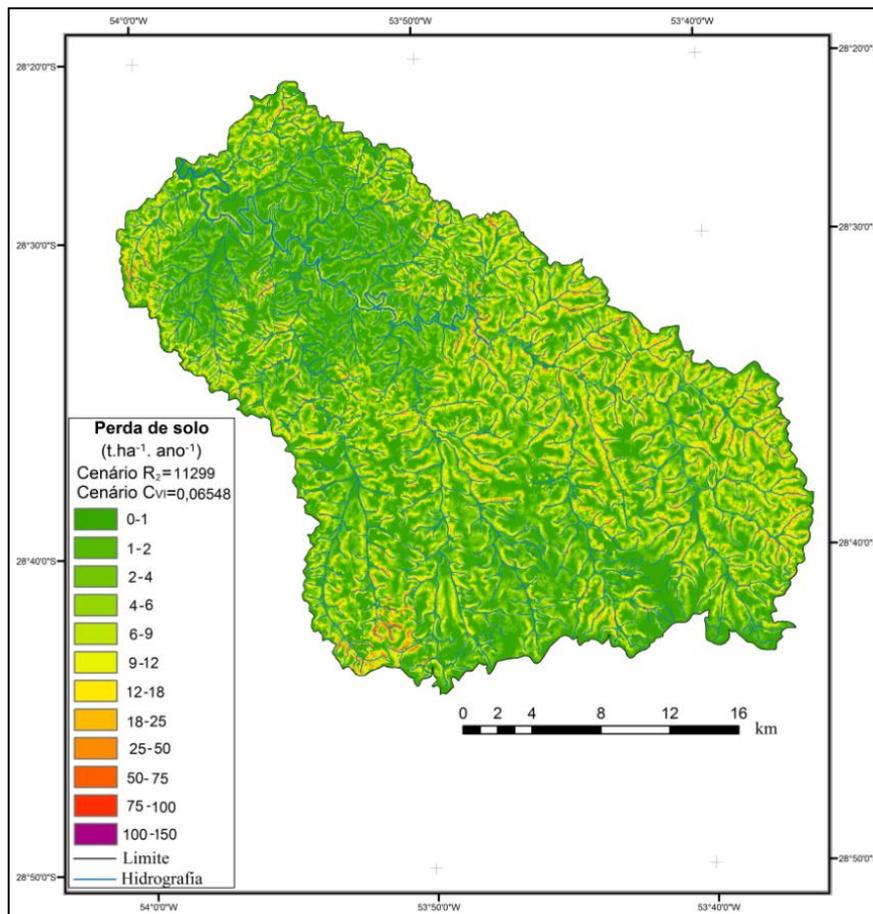


Figura 40 – Simulação da perda de solo para o cenário VI com o fator erosividade R<sub>2</sub>.

Na tabela 39 é demonstrado um resumo das 12 simulações apresentadas nas figuras e tabelas anteriores. A simulação mais otimista indica uma erosão média na bacia de 1,96 t ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup>, e a simulação mais pessimista indica um valor de 16,08 t ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup>. Escolhemos também apresentar algumas classes de erosão em particular que são importantes em termos de magnitude (>50 t ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup>) e em termos de abrangência e magnitude (9-18 t ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup>).

Tabela 39 – Representação da erosão bruta EB para diferentes simulações

Tratamento	Erosividade		Fator C Valores	EB Média (t ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )	EB total (t ano <sup>-1</sup> )	EB classes 9-18 (t ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )	EB >50 (t ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )
	R1	R2					
C1R1	8978	-	0,0155	1,96	158313,45	0,220	0,0002
C1R2	-	11299	0,0155	2,48	200029,39	0,443	0,0006
C2R1	8978	-	0,0648	4,43	356487,86	1,437	0,0311
C2R2	-	11299	0,0648	10,37	833882,68	2,347	1,2061
C3R1	8978	-	0,0280	3,53	283892,51	1,011	0,0113
C3R2	-	11299	0,0280	4,43	356487,86	1,437	0,0311
C4R1	8978	-	0,0208	4,43	356487,86	1,437	0,0311
C4R2	-	11299	0,0208	4,43	356487,86	1,437	0,0311
C5R1	8978	-	0,1027	12,88	1035802,16	2,391	2,5081
C5R2	-	11299	0,1027	16,08	1293374,44	2,387	4,7860
C6R1	8978	-	0,0654	4,43	356487,86	1,437	0,0311
C6R2	-	11299	0,0654	4,43	356487,86	1,437	0,0311

C1=Soja/aveia/milho, C2=Soja/pastagem/soja, C3=Soja/pousio/trigo, C4=Soja/pousio/aveia, C5=Soja/solo exposto/soja, C6=Soja/solo exposto/milho, EB=Erosão bruta, R1 e R2= Erosividade (MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>).

Quando aumentamos o teor de palha no solo através do uso de plantas de cobertura a erosão bruta diminui sensivelmente, o que percebemos na relação do cenário C2R1 e C1R1, onde com o aumento do teor de palha através do fator C que se altera de 0,0648 para 0,0155, possui uma redução na erosão bruta de mais de 5 vezes. Já quando comparamos o cenário C1R1 com os cenários de C5R1 e C5R2 notamos que a erosão bruta aumenta entre 6 a 8 vezes respectivamente. Isso se justifica pelo aumento do fator C que inicialmente passa de 0,0155 para 0,1027 o que eleva a erosão bruta para esse cenário.

As classes de maior representatividade para cada simulação foi considerado os intervalos entre 9-18 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> e maior que 50 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>. Essas classes representam valores expressivos de erosão, que pode ser considerado valores altos, pois corresponde significativa fração da erosão bruta total dos distintos cenários. Esses valores são expressivos principalmente para os cenários soja/pastagem/soja e soja/solo exposto/soja. Isso se deve ao período de menor cobertura vegetal, onde o solo fica exposto aliado à compactação ocasionado pelos animais somado à ausência de barreiras mecânicas o que acaba contribuindo para índices mais expressivos de erosão bruta dessas classes.

A erosão bruta acima de 50 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, embora não seja predominante na simulação, pode ser considerada representativa principalmente nas áreas com monocultivo da soja com pousio no inverno. Os valores refletem em índices que variam de 19 a 29% da erosão bruta total do período anual para o cenário simulado de soja/pousio/soja. Uma variação semelhante ocorre no intervalo entre 9-18 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> para um mesmo cenário sendo considerado entre 14 a 19 % da erosão bruta total anual se concentra nesse intervalo. Assim podemos considerar que o processo erosivo principalmente em área de monocultivo pode ser atuante na contribuição de sedimentos, bem como nas demais áreas com baixa cobertura vegetal.

Quando analisamos as classes de erosão entre 9-18 para o cenário C5R1 e C5R2 tabela 39, observa que a erosão bruta tem um valor expressivo para essa classe, que contabiliza mais de 2 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> totalizando 18 e 14% da erosão bruta total anual apenas para esse intervalo de classe respectivamente o que representa valor representativo para o intervalo considerado. Quando à análise da erosão bruta acima de 50 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, esse percentual chega a 19% e 29% de toda a erosão bruta anual fica acima de 50 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, o que faz dessa classe bastante propensa na contribuição da erosão bruta. Próximo desses valores YU & NEIL (1994) estudando

as variações temporais e espaciais estimou a produção de sedimento com uma variação de 2,4 a 23 t km<sup>-2</sup> ano<sup>-1</sup> em uma bacia hidrográfica montanhosa na Austrália.

Para a análise de um mesmo cenário usamos C1R1 e C2R2, com fator C de 0,0648 que se mantém constante alterando apenas o índice de erosividade de 8978 para 11299, notamos uma resposta representativa na erosão bruta anual, que passa a ser 2,3 maior.

Os cenários simulados obtiveram variação na erosão bruta que variou de 1,96 a 16,08 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> repercutindo as simulações extremas de menor a maior cobertura. Esses cenários demonstram o impacto que a agricultura pode gerar frente à ação do manejo adotado. O que repercute nos níveis da taxa de transferência e na produção de sedimento junto aos rios.

As fontes de sedimento, como a erosão ravina, erosão das margens córrego, e erosão do vento não foram levadas em conta no cálculo da modelagem. Baseado sobre os resultados de modelagem e monitoramento, a bacia hidrográfica possui potencial relativamente alto na contribuição da carga de sedimento para os rios.

Deve notar-se que em modelação esta classificação foi baseada no pressuposto de que uma mesma prática de cultivo foi usada para cada tratamento, diferente do monitorado que considera a bacia como única diversidade. Se uma bacia tem potencial de erosão do solo elevada, com a aplicação de melhores práticas de gestão a erosão do solo pode ser minimizada.

De forma geral a simulação em manejo inadequado do sistema provocou a maior erosão bruta entre as maiores classes acima de 50 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, sendo que sob esse sistema as áreas de maior declividade sem barreiras físicas de contenção, sofrerão maiores impactos de erosão, contribuindo na poluição dos corpos hídricos frente à elevada produção de sedimento. Portanto o uso da Equação Universal de Perdas de Solo Revisada (RUSLE), conseguiu representar a erosão bruta em cenários de condições extremas.

Para a bacia hidrográfica, vários mapas detalhados foram gerados para mostrar o potencial das áreas de maior risco. Sobrepondo com estradas e rios, o mapa pode fornecer informações úteis para os tomadores de decisão, que possam priorizar e implementar as melhores práticas de gestão para reduzir a carga de erosão e sedimentos para os sistemas de fluxo.

#### **4.4 Monitoramento da vazão (Q) e da concentração de sedimento em suspensão (CSS)**

Os resultados do monitoramento hidrossedimentométrico representam as respostas das variáveis hidrológicas (descargas líquidas e sólidas), as quais refletem as características e os processos fundamentais que ocorrem nessa bacia. O período monitorado abrangeu o intervalo de abril de 2011 a dezembro de 2012.

##### **4.4.1 Descarga líquida (Q)**

Na tabela 40 são apresentados os valores médios mensais para o monitoramento da descarga líquida  $Q \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  que foram registrados e descritos em mínima, média e máxima durante o período de monitoramento. O mês de julho a agosto de 2011 foi caracterizada pela ocorrência de grandes eventos hidrológicos, que apresentou o maior valor médio máximo mensal registrado  $210,40 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ .

Nos meses subsequentes de 2011 foi caracterizado por eventos fluviométrico de alta magnitude com pico no dia 22 de junho que ultrapassou os  $230 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ . É importante frisar que esse evento teve grande contribuição para a erosão e o transporte de sedimentos na bacia. No início de agosto desse mesmo ano tivemos outro grande evento de grande magnitude o que gerou grande perda de solo, pois associado ao alto índice de umidade que se encontrava o solo aliado baixa cobertura do solo, favoreceu a elevados valores de produção de sedimento.

Para os meses de abril e maio desse mesmo ano os valores ficaram com média de  $35,93$  e  $29,26 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , respectivamente o que teve grande contribuição na produção de sedimento, pois nesse estágio o solo se encontra desprovido de cobertura, onde a soja já foi colhida, restando apenas os restos culturais o que torna o solo extremamente frágil a eventos de maior magnitude.

Tabela 40 – Valores médios mensal da descarga líquida para o período do monitoramento na bacia do rio Conceição.

	Q (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> ) 2011			Q (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> ) 2012		
	Mínimo	Médio	Máximo	Mínimo	Média	Máxima
Janeiro	-	-	-	4,7	6,3	18,1
Fevereiro	-	-	-	3,5	4,7	8,7
Março	13,9	32,6	163,4	2,7	4,1	8,3
Abril	14,8	35,9	171,2	2,3	3,2	6,0
Maio	17,7	29,2	157,3	2,2	2,5	3,5
Junho	14,0	18,0	101,4	2,4	3,0	5,2
Julho	19,2	40,1	210,4	2,3	9,3	76,7
Agosto	23,9	43,2	182,5	5,4	8,5	20,1
Setembro	13,8	18,4	24,0	4,8	14,8	89,4
Outubro	12,7	20,1	39,2	9,7	37,5	177,7
Novembro	10,7	17,5	58,2	13,3	19,2	40,1
Dezembro	7,8	10,9	18,4	13,8	48,1	178,2

Para os meses de novembro e dezembro de 2012 a vazão foi relativamente baixa, resultado da baixa precipitação devido influência do fenômeno La Niña que começou a atuar no estado que repercutiu na média das vazões que se manteve por volta de 17,50 e 10,90 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> respectivamente.

Na análise do ano de 2011 observa-se que durante o intervalo de abril até agosto as vazões máximas Q se mantiveram acima de 150,00 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> o que pode ser observado pela tabela 40. O que também se observa que as vazões médias são de 18,06 somente para o mês de junho nesse período, que pode se explicado por uma pequena diminuição da precipitação nesse mês, sendo os demais meses as médias se mantiveram acima de 29,00 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> até agosto. A segunda metade do ano 2011 foi marcado por altos volumes pluviométricos, o que se refletiu em picos de vazão elevados, como no período entre 21 a 23 de julho e 02 a 04 de agosto. Em julho foi registrado valor máximo diário de 210,40 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>, e em agosto a vazão máxima alcançou 182,52 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> entre os dias 02 a 04.

Para o mês de novembro devido aos menores volumes de chuva, os índices de vazão são considerados baixos para a bacia. A vazão máxima diária foi de 58,25 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> com valores médios de 17,50 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>. Para dezembro de 2011 a contribuição de eventos foi baixa, pois o índice de precipitação observada na tabela esteve inferior a média histórica, pois a vazão máxima foi de apenas 18,47 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> o que se

explica pela redução do armazenamento da água subterrânea que mantém o curso dos rios nos momentos de reduzida precipitação.

No ano de 2012 observa-se tabela 40 que os meses de janeiro até junho houve baixa vazão (Q) sendo a vazão máxima de janeiro foi de  $18,15 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ . Já fevereiro apresentou máxima de  $8,70 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ . Para o final do mês de maio, a vazão máxima foi de apenas  $35,17 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  o que se explica pela intensificação do fenômeno La Niña, que resultou pelos baixos valores precipitados refletindo em eventos de baixa magnitude.

A vazão máxima de janeiro a junho de 2012 se manteve inferior a média histórica de longo período (30 anos onde em abril, alcançou o valor máximo de  $6,05 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  com a ocorrência de eventos de baixa magnitude, o que gerou valores médios mensais relativamente baixo quando comparados com os meses a partir de julho de 2012. O mês de maio foi caracterizado por menor volume de chuva com reflexos na descarga líquida e produção de sedimentos.

Nos meses de abril a junho deveríamos esperar grandes volumes de água e sedimentos sendo transportados e mobilizados para o exutório da bacia devido à reduzida cobertura superficial nesse período e da precipitação total que pode ocorrer. Isso não se observa nesse intervalo, pois o índice pluviométrico continua abaixo dos 60 mm mensais o que repercutiu na reduzida vazão que se manteve abaixo de  $6,00 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ .

O mês de julho apresentou o fim da atuação do fenômeno La Niña com o retorno dos eventos, que contribuíram para as condições de aumento das descargas líquidas, o que também intensificou o processo de desagregação do solo e posterior transporte de sedimento para o canal fluvial. Os resultados encontrados por Sequinatto (2007) colaboram com estes resultados, a qual eventos sucessivos favorecem a saturação do solo e aumenta os valores de vazão e produção de sedimentos.

Para o mês de agosto obtivemos grande contribuição, como pode ser observado na tabela 40, pois nesse mês foram alcançados valores diários máximos. A alta precipitação refletiu em uma das maiores vazões registradas no período monitorado de 2012, correspondendo a  $177,76 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  para um evento de dois dias.

Durante o período do monitoramento ocorreram alguns eventos chuvosos que foram analisados e retratados nesse estudo. Dentre esses houve eventos de baixa, média e alta magnitude. Para esse tipo de bacia podemos considerar como grandes

eventos com vazão na ordem de  $80 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , já os de  $50 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  são considerados de média magnitude, e os de baixa magnitude  $20 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , deste modo acima de  $90 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  podemos considerar de extrema magnitude. Assim, foram monitorados alguns eventos de alta, média e baixa magnitude.

Importante frisar que em julho de 2011 ocorreu um evento extremo no período de 21 a 23 de junho, a vazão chegou a  $230 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  que causaram grande produção de sedimentos. Na figura 41 é apresentada a série de dados médios diários da descarga líquida entre março de 2011 e dezembro de 2012. Observa-se nesta figura em torno de 12 médios e grandes picos, sendo esses os valores médios mensais, que foi reflexo das altas vazões ocorridas no período. Contudo, valores médios mensais podem “amortizar” dados importantes que poderão ser avaliados corretamente através do estudo por eventos monitorados. Avaliando os eventos pode-se observar a existência de eventos considerados de alta magnitude, diferentemente do número de picos encontrados ao avaliar a escala mensal. As vazões altas variaram de  $2,24 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  a  $210,40 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ .

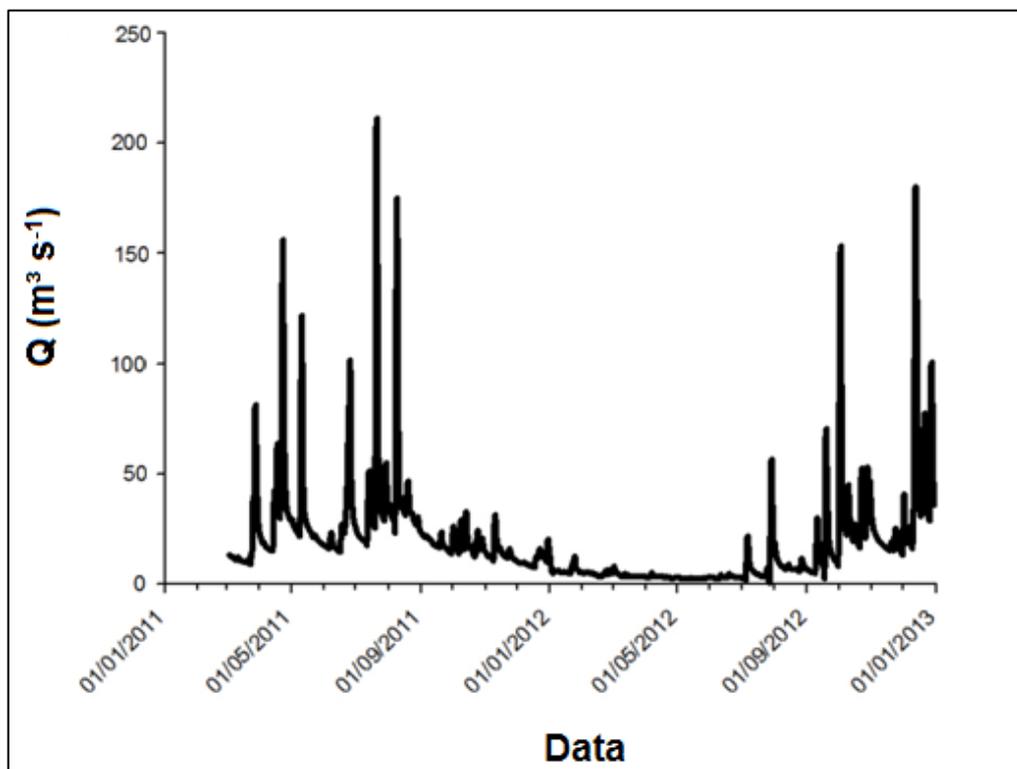


Figura 41 – Representação média da descarga líquida para o período de monitoramento no rio Conceição.

#### 4.4.2 Concentração de sólidos em suspensão (CSS)

Os valores médios diários da concentração de sedimentos em suspensão CSS, foram registrados no período de março de 2011 a dezembro de 2012. Os valores máximos de CSS para o ano de 2011 ocorreu principalmente nos meses de abril, junho, julho agosto e outubro, que é explicado devido a uma combinação de fatores, sendo o momento em que o solo se encontra com diferentes taxas de cobertura viva e morta, devido à implantação ou a retirada de culturas como o trigo e a soja.

No evento significativo que ocorreu em 15 de abril de 2011 a concentração de sedimentos atingiu um valor médio de  $0.200 \text{ g L}^{-1}$  que é alto em comparação aos valores observados em outros eventos na bacia. Além deste evento houveram outros menores desse mesmo mês mantendo valores médios próximos  $0.150 \text{ g L}^{-1}$  coincidindo com solo descoberto. Esses valores também se repetem para o mês de maio próximo que se aproxima  $0.400 \text{ g L}^{-1}$ .

Para os meses de junho e julho de 2011, foram observados valores elevados de concentração de sólidos em suspensão em virtude do aumento da vazão e por ser o período de preparo do solo, onde o mesmo está sob baixa cobertura, principalmente nos meses de junho a setembro. O mês de julho apresentou a média diária de  $0,800 \text{ g L}^{-1}$  em virtude de eventos extremos, seguido pelo mês de agosto que ultrapassou  $0,400 \text{ g L}^{-1}$  mantendo durante 15 dias uma média acima de  $0.250 \text{ g L}^{-1}$ .

O mês de julho de 2011 houve falha no sensor de turbidez em um evento de grande magnitude que ocorreu nos dias 21 a 23 de julho Assim, uma das dificuldades do monitoramento automático é justamente quando o mesmo apresenta problemas, e os responsáveis técnicos se encontram em outros estados, podendo levar alguns dias para o problema ser resolvido. Porém nessa situação o evento foi monitorado manualmente, e com isso, a vazão calculada a partir de anotações do nível das réguas da CPRM, e também o uso da curva chave do rio, que alcançou valores acima de  $230 \text{ m}^3/\text{s}$ .

Os dados de CSS para os meses de junho e julho de 2011 apresentaram eventos considerados de alta magnitude. Desta forma, torna destaque para os valores máximos de CSS, como ocorrido no dia 21/07/2011 com média diária de

0,700 g L<sup>-1</sup>. Contudo, avaliando a CSS isolada percebe-se que esse valor foi acima de outros eventos hidrológicos com menor descarga líquida e volume precipitado, esses valores repercutiram na produção de sedimentos mensais o que indica a real contribuição do evento na problemática ambiental devido aos valores extremamente altos de sedimentos produzidos na bacia. Entretanto, o esse valor poderia ser menor se outras práticas de conservação do solo e da água fossem implantadas pelos produtores, ou seja, cultivo em nível, uso de curvas de nível, proteção de córregos com a preservação e a implementação de mata ciliar, entre outras medidas.

O maior valor no mês de julho pode ser explicado pela grande magnitude do evento que ocorreu bem como associado a uma série de eventos hidrológicos ocorridos em sequência, que favoreceu a saturação do solo e desse modo, favoreceu o escoamento superficial, seguido da elevada concentração de sólidos em suspensão.

Nas tabelas 41 e 42 estão representados os valores da média diária da concentração de sólidos em suspensão para o ano de 2011 e 2012 proveniente de turbidímetro.

Tabela 41 – Média diária da concentração de sedimentos em suspensão (CSS) para o ano de 2011.

Dia	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
	CSS g/l											
1	x	x	x	0,0813	0,1652	0,2381	0,1646	0,1518	0,1357	0,1509	0,0991	0,0310
2	x	x	x	0,0633	0,1352	0,2110	0,1431	0,1482	0,1315	0,1086	0,0913	0,0132
3	x	x	0,0401	0,0692	0,1768	0,1876	0,2184	0,1266	0,1306	0,0631	0,0721	0,0035
4	x	x	0,0359	0,0803	0,3006	0,1211	0,1448	0,1554	0,1290	0,0383	0,0979	0,0188
5	x	x	0,0341	0,0842	0,1444	0,1184	0,1492	0,4352	0,1274	0,0330	0,1005	0,0185
6	x	x	0,0332	0,0873	0,2519	0,1266	0,1305	0,1931	0,1554	0,0306	0,2841	0,0080
7	x	x	0,0328	0,0838	0,1231	0,2815	0,1080	0,2551	0,1330	0,0296	0,2288	0,0068
8	x	x	0,0318	0,0834	0,0883	0,1137	0,1431	0,2870	0,1458	0,1044	0,1256	0,0006
9	x	x	0,0315	0,0835	0,0874	0,1640	0,1080	0,2725	0,1297	0,1870	0,0909	0,0146
10	x	x	0,0316	0,0841	0,2374	0,1895	0,1432	0,2742	0,1309	0,1296	0,2356	0,0052
11	x	x	0,0427	0,0892	0,2605	0,1748	0,1347	0,2769	0,1299	0,0509	0,5526	0,0111
12	x	x	0,0390	0,0685	0,1457	0,2067	0,1710	0,2589	0,1802	0,0373	0,3363	0,0188
13	x	x	0,0427	0,0784	0,1381	0,3431	0,2472	0,3190	0,0991	0,1972	0,2406	0,0185
14	x	x	0,0398	0,1068	0,1541	0,1732	0,4692	0,2921	0,1019	0,1334	0,2601	0,0080
15	x	x	0,0437	0,1802	0,1415	0,2932	0,2799	0,2452	0,1360	0,0733	0,2403	0,0068
16	x	x	0,0578	0,1898	0,1164	0,1346	0,2871	0,2998	0,1378	0,0449	0,1784	0,0006
17	x	x	0,0781	0,1310	0,1013	0,1307	0,2992	0,2790	0,1370	0,0363	0,2010	0,0146
18	x	x	0,0964	0,1771	0,0898	0,1807	0,2293	0,2389	0,1742	0,0348	0,1178	0,0052
19	x	x	0,1360	0,1309	0,0676	0,1486	0,2028	0,2790	0,1363	0,0336	0,0085	0,0111
20	x	x	0,1493	0,1668	0,0648	0,2568	0,2950	0,2383	0,0834	0,0356	0,0076	0,0035
21	x	x	0,2884	0,1661	0,0898	0,2668	0,4780	0,2857	0,1140	0,0901	0,0094	0,0188
22	x	x	0,2859	0,1476	0,0885	0,1216	0,6105	0,2179	0,1754	0,0754	0,0128	0,0185
23	x	x	0,2235	0,1480	0,0784	0,0261	0,6883	0,1698	0,1440	0,0822	0,0105	0,0080
24	x	x	0,3851	0,1180	0,0859	0,0121	0,3478	0,1891	0,1484	0,0813	0,0099	0,0068
25	x	x	0,6176	0,1420	0,0780	0,0136	0,3017	0,1940	0,1528	0,0751	0,0087	0,0006
26	x	x	0,4740	0,1195	0,1031	0,0782	0,2065	0,1718	0,1488	0,2522	0,0073	0,0146
27	x	x	0,2020	0,1413	0,2878	0,0793	0,3716	0,1961	0,1497	0,1019	0,0222	0,0052
28	x	x	0,3719	0,1422	0,3820	0,2229	0,2109	0,1874	0,1495	0,0835	0,0548	0,0111
29	x	x	0,1581	0,1572	0,1683	0,1966	0,7848	0,1847	0,1479	0,2841	0,0164	0,0188
30	x	x	0,1003	0,1610	0,1157	0,1720	0,3373	0,1577	0,1466	0,2288	0,0157	0,0185
31	x	x	0,0895	-	0,1806	-	0,1954	0,1475	-	0,0267	-	0,0080

Tabela 42 – Média diária da concentração de sedimentos em suspensão (CSS) para o ano de 2012.

Dia	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
	CSS g/l											
1	0,0068	0,0493	0,0535	0,0292	0,0282	0,0365	0,0387	0,1490	0,0258	0,0386	0,0313	0,0289
2	0,0056	0,0319	0,0644	0,0382	0,0296	0,0400	0,0381	0,1258	0,0257	0,0915	0,0301	0,0585
3	0,0057	0,0310	0,0670	0,0294	0,0311	0,0359	0,0474	0,0740	0,0255	0,0771	0,0308	0,0417
4	0,0517	0,0313	0,0524	0,0296	0,0654	0,0316	0,0444	0,0557	0,0254	0,0372	0,0341	0,0309
5	0,0533	0,0320	0,0400	0,0314	0,4026	0,0282	0,0523	0,0480	0,0253	0,0314	0,0306	0,0282
6	0,2232	0,0319	0,0360	0,0377	0,4247	0,0278	0,1934	0,0423	0,0252	0,0292	0,0266	0,0332
7	0,1189	0,0313	0,0335	0,0368	0,2424	0,0277	0,2013	0,0395	0,0251	0,0280	0,0263	0,0320
8	0,0903	0,0307	0,0329	0,0473	0,3621	0,0280	0,1671	0,0377	0,0251	0,0303	0,0263	0,0295
9	0,0338	0,0304	0,0342	0,0380	0,2428	0,0292	0,1761	0,0366	0,0254	0,0305	0,0268	0,0301
10	0,0431	0,0305	0,0325	0,0328	0,3270	0,0331	0,0866	0,0354	0,0548	0,0634	0,0260	0,0265
11	0,0984	0,0303	0,0340	0,0305	0,3679	0,0428	0,0397	0,0346	0,0547	0,0338	0,0260	0,0724
12	0,0322	0,0352	0,0404	0,0298	0,0531	0,0518	0,0361	0,0341	0,0352	0,0288	0,0263	0,1219
13	0,0331	0,0411	0,0422	0,0294	0,0307	0,0624	0,0345	0,0389	0,0293	0,0273	0,0258	0,0915
14	0,0324	0,0359	0,0398	0,0297	0,0274	0,0370	0,0339	0,0458	0,0272	0,0266	0,0257	0,0445
15	0,0323	0,0301	0,0323	0,0291	0,0274	0,0302	0,0328	0,0429	0,0264	0,0274	0,0257	0,0356
16	0,0341	0,0291	0,0312	0,0324	0,0276	0,0288	0,0317	0,0410	0,0262	0,0456	0,0258	0,0324
17	0,0329	0,0291	0,0304	0,0283	0,0276	0,0286	0,0310	0,0379	0,0258	0,0425	0,0269	0,0308
18	0,0309	0,0291	0,0319	0,0280	0,0276	0,0355	0,0306	0,0355	0,0285	0,0403	0,0262	0,0314
19	0,0315	0,0324	0,0337	0,0279	0,0276	0,0496	0,0302	0,0343	0,1234	0,0399	0,0272	0,0376
20	0,0355	0,0339	0,0325	0,0277	0,0276	0,0498	0,0299	0,0342	0,0562	0,0400	0,0283	0,0358
21	0,0402	0,0353	0,0324	0,0279	0,0274	0,0418	0,0299	0,0302	0,0402	0,0328	0,0266	0,0603
22	0,1560	0,0906	0,0302	0,0276	0,0275	0,0382	0,0300	0,0253	0,0307	0,0634	0,0261	0,0394
23	0,2752	0,1086	0,0307	0,0274	0,0278	0,0381	0,0298	0,0253	0,0278	0,0575	0,0287	0,0341
24	0,0689	0,1682	0,0304	0,0273	0,0277	0,0358	0,0304	0,0253	0,0267	0,0352	0,0320	0,0315
25	0,1027	0,2623	0,0299	0,0591	0,0284	0,0323	0,0478	0,0254	0,0264	0,0292	0,0292	0,0354
26	0,0947	0,0675	0,0297	0,0274	0,0284	0,0307	0,0546	0,0268	0,0262	0,0280	0,0289	0,0350
27	0,0450	0,0525	0,0295	0,0274	0,0306	0,0322	0,0471	0,0311	0,0263	0,0443	0,0279	0,0364
28	0,0379	0,0535	0,0292	0,0276	0,0379	0,0328	0,0487	0,0297	0,0267	0,0442	0,0291	0,0394
29	0,0373	0,0387	0,0289	0,0279	0,0346	0,0323	0,5408	0,0284	0,0271	0,0335	0,0291	0,0312
30	0,0456	0,0382	0,0289	0,0283	0,0389	0,0399	0,5525	0,0268	0,0274	0,0366	0,0288	0,0290
31	0,0480	-	0,0294	-	0,0427	-	0,2087	0,0261	-	0,0369	-	0,0279

Valores menores foram obtidos para os meses de setembro e outubro, sendo que a média diária esteve na ordem de 0,180 para setembro chegando a 0,300 g L<sup>-1</sup> para outubro. Isso pode ser evidenciado com o manejo do período, sendo no uso da cultura do milho que não se encontra estabelecida, juntamente com a colheita do trigo associado a fortes chuvas da primavera que potencializa o processo erosivo do solo juntamente com umidade preexistente. Cabe lembrar que nesse momento o solo apresenta reduzida cobertura vegetal o que potencializa o processo de degradação frente a chuvas.

Outro mês que consideramos importante para a média diária de CSS é o início de novembro de 2011. Essa fase se encontra sob a implantação da cultura da soja com semeadura em diferentes sentidos e com baixa cobertura vegetal. O valor de CSS atinge média diária que ultrapassa os 0,500 g L<sup>-1</sup>. Isso pode ser evidência de solos com capacidade reduzida de infiltração associado a compactação, bem como a inexistência de barreiras física de contenção, sendo reflexo do sistema de manejo que resulta em concentração de sólidos em suspensão elevada.

Para o restante do ano de 2011 os valores da CSS decrescem significativamente sendo resultado da ação do fenômeno La Niña que começa atuar no estado do Rio Grande do Sul. A partir de 20 de novembro a CSS estabelece abaixo de 0,100 g L<sup>-1</sup>, e a partir 2 de dezembro os valores estão abaixo de 0,030 g L<sup>-1</sup> sendo evidenciado reduzida vazão do rio Conceição que atinge valores médios de 18 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> o que podemos considerar baixo para um rio dessa magnitude.

Em contrapartida em abril de 2012 foi registrada uma vazão mínima de 2,30 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>, que refletiu em um nível de apenas 42 cm medido na régua da ANA, o que fica evidente que na redução das chuvas em pequeno intervalo a resposta é rápida na redução da vazão do rio. O que leva a supor que os solos da bacia do rio Conceição possuem baixa capacidade de recarga quando ocorre uma redução das chuvas.

A relação dos problemas de manejo dos solos com o aumento da compactação, retirada das curvas de nível associada à baixa cobertura vegetal pode favorecer o escoamento superficial, que influencia a capacidade de recarga da bacia. Desse modo a recarga do lençol freático que abastece o fluxo de base dos rios será alterado a volumes menores. Assim quando as chuvas forem reduzidas o impacto da agricultura na recarga dos corpos de água será evidente com redução da vazão dos rios e diminuição do lençol freático.

A menor precipitação no ano de 2011, aproximadamente 17,5 mm ocorreu em dezembro de forma isolada durante o mês, sem impacto significativo nos valores médios diários. Para o ano de 2012 a concentração de sedimentos em suspensão se manteve baixo devido à forte influência do fenômeno La Niña que atuou até meados do mês de junho.

Devido a índices pluviométricos reduzidos a soja manteve-se com baixo desenvolvimento, sendo que o solo permaneceu com índice de cobertura vegetal baixo nos meses de janeiro, fevereiro e março não ocorrendo fechamento do dossel entre as linhas de semeadura, o que proporcionou baixa cobertura vegetal. Durante algum momento de janeiro e fevereiro a CSS atingiu a marca de  $0,250 \text{ g L}^{-1}$ . Isso pode ser resultado de chuvas típicas de verão, porém de alta intensidade distribuído em pontos localizados dentro da bacia. Desse modo, as chuvas, embora localizadas foram intensas e contribuíram na CSS, sendo observados valores mais altos em determinados momentos.

No mês de maio, ainda sob influência do fenômeno La Niña, o solo encontrava-se em um pequeno intervalo de pousio, para na sequência ser implementado as culturas de inverno. Nesse momento o solo estava com apenas resíduos da soja sendo este bastante reduzido. Desse modo, as chuvas que atuaram nesse período proporcionaram uma média que ultrapassou  $0,400 \text{ g L}^{-1}$  sendo bem expressiva em relação aos demais meses de 2012. Isso significa que em períodos de baixa cobertura do solo frente a eventos repercutem nos índices de CSS.

Nos meses de junho e julho com o fim do fenômeno La Niña as chuvas retomam com melhor distribuição na região, e frente a umidade preexistente maximizam os processos erosivos. Desse modo, os eventos que ocorreram principalmente o de 28/07/2012 contribuem para aumento da CSS em índices expressivos, que leva a valores que oscilaram entre  $0,200$  a  $0,550 \text{ g L}^{-1}$ . Sendo refletido na produção de sedimento que ultrapassou a  $15 \text{ t km}^{-2} \text{ ano}^{-1}$  o maior do ano.

Para os meses de agosto, setembro e dezembro os valores ficaram entre  $0,130 \text{ g L}^{-1}$  e  $0,150 \text{ g L}^{-1}$  sendo que o índice pluviométrico não refletiu na CSS assim como o mês de outubro que embora apresentasse eventos significativos não refletiu para o aumento da CSS, estabelecendo abaixo de  $0,100 \text{ g L}^{-1}$ . Porém, nesse mês,

embora com valores baixos em vários momentos quando todos somados repercutiram na terceira maior produção de sedimento do ano.

Desse modo, verifica a importância nesse período outubro/inverno/primavera, com frequência maior de chuvas intensas, que o solo tenha uma significativa cobertura, associado ao cultivo em nível com curvas em nível. Além disso, a manutenção da mata ciliar é muito importante, pois juntos podem minimizar os efeitos da transferência de sedimentos para dentro do canal e reduzir a concentração de sólidos em suspensão.

Nas figuras 42 e 43, são apresentados os valores médios diário da CSS e da Q entre março de 2011 e dezembro de 2012. Os valores médios diário correspondem ao comportamento da bacia, através de eventos onde são registradas as respostas das precipitações frente à concentração de sedimento e suspensão e as vazões. Um dos fatores observados é a época de ocorrência dos eventos, que podemos observar em julho de ambos os anos, bem como abril e maio de 2012, através do efeito do uso e manejo do solo que reflete nos valores de CSS e Q. Observa-se o efeito nos maiores picos registrado durante o monitoramento deste estudo, quando o solo está praticamente desprotegido e a ocorrência de eventos sucessivos intensifica seus valores.

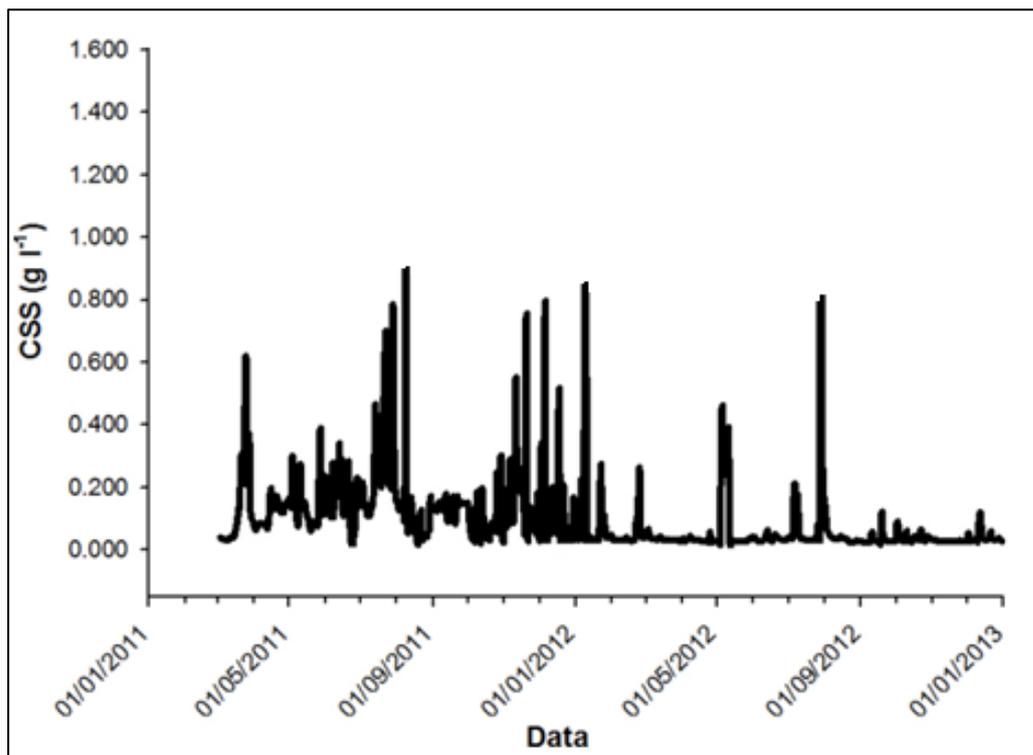


Figura 42 – Representação média diária da descarga sólida CSS ( $\text{g L}^{-1}$ ) para o período de monitoramento do rio Conceição.

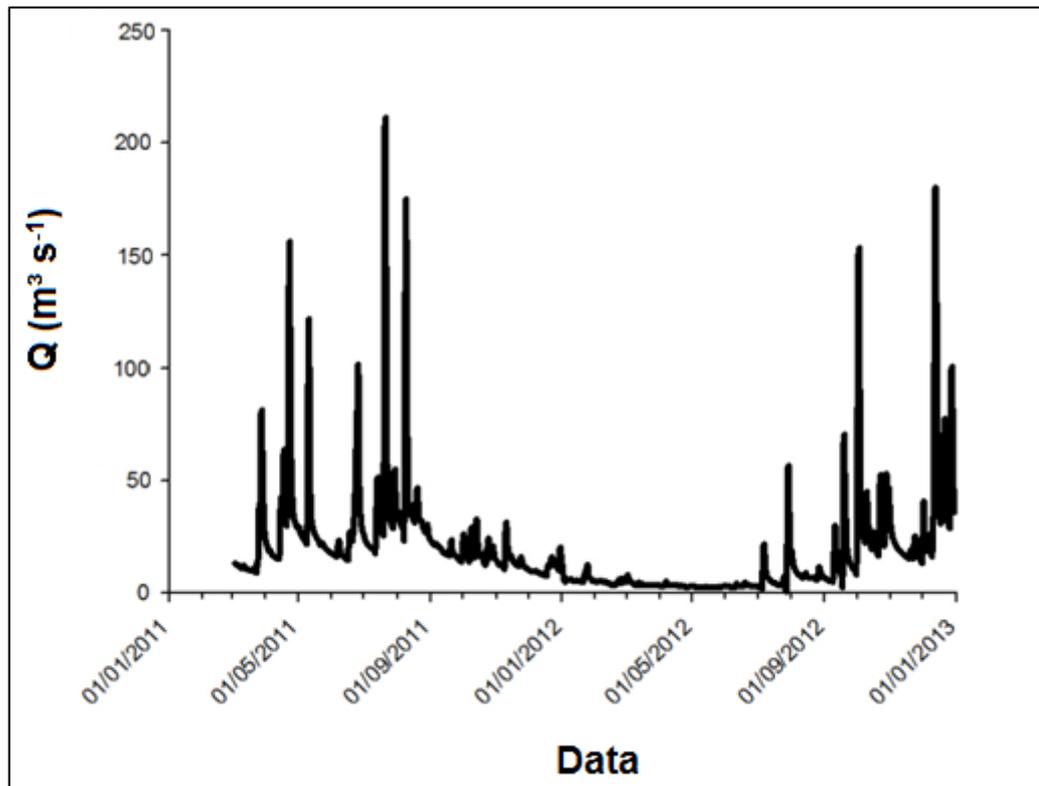


Figura 43 – Representação média diária da descarga líquida para o período de monitoramento no rio Conceição.

Embora seja típico em muitos rios constatar que a maior parte do transporte de sedimentos ocorre em alguns eventos durante o ano (LITTLEWOOD & MARSH, 2005), o monitoramento de eventos extremos anuais no rio Conceição foi suficiente para detectar altas cargas anuais da CSS. Sendo que eventos não necessariamente extremos, foi observado que a CSS pode ser bastante dispersa por todo o ano, e às vezes coincidindo com fluxos altos, que podem causar uma carga de sedimento significativa. No entanto, a máxima anual CSS e Q não coincidem. Isto indica que as maiores cargas anuais são provavelmente causadas por uma combinação de diferentes eventos que ocorrem ao longo do ano.

A variabilidade da CSS pode afetar fortemente o transporte de sedimentos, sendo que a disponibilidade de sedimentos também desempenha um papel

importante, resultando em grandes variações CSS e no transporte de sedimentos em alguns casos onde os fluxos não são extremos (TRAMBLAY et al., 2008) ou sem grandes flutuações na descarga (HOROWITZ, 1995).

LECCE et al., (2006) observaram que os sedimentos são transportados mais quando as práticas agrícolas são realizadas com o solo descoberto, mesmo quando as chuvas não são intensa e abundantes. A CSS em bacias grandes tendem a ser menos variável (MEYBECK et al., 2003), e os eventos de transporte têm de ser mais longo e ter um efeito significativo sobre as descargas anuais de sedimentos (HOROWITZ et al., 2001).

#### **4.5 Estimativa da produção de sedimento (PS)**

##### **4.5.1 Estimativa da produção de sedimento para 2011 e 2012**

Os valores na escala mensal para a produção de sedimentos (PS) são provenientes da área da bacia do rio Conceição, tabela 43, com o uso de valores médios diários para a estimativa da produção de sedimentos mensal baseado em medidas de vazão e concentração de sedimentos. Os dados apresentados mostram os altos valores estimados da produção de sedimentos, principalmente nos meses de março a agosto de 2011 e Julho e outubro de 2012. Nesses meses, foram caracterizados pela ocorrência de grandes eventos e conseqüentemente por respostas hidrológicas significativas, na produção de sedimentos PS. Dessa forma se confirma que mesmo em frequência baixa, os eventos de alta magnitude são os responsáveis pela alta produção de sedimentos e mobilização dos mesmos na bacia hidrográfica.

Os aspectos críticos de degradação dos solos pela erosão hídrica é o cultivo intensivo dos solos em encostas com alta declividade. Além disso, o plantio das culturas de verão ocorre nos meses de maior erosividade dos solos, potencializando a desagregação e o transporte dos sedimentos em direção à rede de drenagem. Da mesma forma, a contribuição das estradas não pavimentadas nesta bacia é

relevante, bem como a erosão de canal e voçorocas nas divisas entre os diferentes proprietários.

Valores anuais de  $173,2 \text{ t km}^{-2} \text{ ano}^{-1}$  encontrado em 2011 na bacia do rio Conceição foram semelhantes aos valores de MINELLA et al., (2009), de  $150 \text{ t km}^2 \text{ ano}^{-1}$  de produção de sedimentos em uma pequena bacia na ordem de  $1 \text{ km}^2$  no período de 2002-2004. Já GERGOV & KARAGIOZOVA (2002) apresentou dados para produção de sedimento de 13 rios búlgaros (1961-2000), com uma média de  $125 \text{ t km}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ . Porém em 2012, devido a forte influência do fenômeno La Niña a produção de sedimentos no rio Conceição decaiu, chegando a valores próximos de  $41 \text{ t km}^2 \text{ ano}^{-1}$ . Isso caracteriza a erosão distribuída em tempo e espaço, onde o território em estudo com certa abrangência, os processos erosivos serão mais complexos. Portanto, cada bacia hidrográfica possui um comportamento único e os processos de produção de sedimento devem ser acompanhados por um longo período de monitoramento contínuo, para descrever com maior segurança seus resultados.

Tabela 43 – Valores mensais de precipitação e da produção de sedimentos para a bacia hidrográficas do Rio Conceição para o período monitorado.

Período	2011		2012	
	Ppt	PS	ppt	PS
Janeiro	-	-	111	2,48
Fevereiro	-	-	45	0,74
Março	237	11,91	17	0,49
Abril	274	41,39	58	0,34
Mai	121	32,25	19	0,85
Junho	182	11,62	57	0,37
Julho	239	27,04	190	15,53
Agosto	229	37,57	72	1,48
Setembro	42	2,02	228	2,41
Outubro	207	5,1	302	6,34
Novembro	111	3,89	90	1,76
Dezembro	17	0,48	274	8,3
Total	1659	173,27	1463	41,09

Ppt=precipitação (mm), PS= Produção de sedimento ( $t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$ ).

Os resultados mostram grande variabilidade interanual governado basicamente pelo volume de chuva. Os anos de 2011 e de 2012 foram caracterizados por situações extremas, tanto pelos eventos de precipitação de grande magnitude que geraram valores de vazão e concentração de sedimentos muito altos e também por longos períodos de estiagem. Do ponto de vista do estabelecimento da curva-chave de sedimentos essa condição foi favorável, pois permitiu uma boa cobertura das possíveis descargas líquidas e sólidas. Nessa bacia os meses de abril a agosto de 2011 e o mês de julho de 2012 apresentaram valores de produção de sedimentos elevada. Isso se deve a ocorrência de um longo período úmido em 2011 e um evento extremo em julho de 2011.

Nota-se claramente na bacia que a variabilidade é controlada parcialmente pelo volume de precipitação. Entretanto, particularidades importantes dos eventos extremos de precipitação não são evidentes na escala mensal. Por exemplo, em um evento que ocorreu em julho de 2011 na bacia com volume de precipitação ao redor de 120 mm em dois dias, que gerou mais de 90% da produção de sedimentos do mês em três dias de evento. Isso mostrou claramente que, mesmo sendo uma grande bacia, os impactos de grandes eventos apresentam pequena amortização e representam grande parte dos processos de geração e transporte de sedimentos.

Comparando a magnitude da produção de sedimentos no ano de 2011 a bacia do rio Conceição o valor encontrado esteve na ordem de  $171 \text{ t ha}^{-1}\text{.ano}^{-1}$ , respectivamente. No ano de 2012 o valor foi significativamente menor, na ordem de  $41 \text{ t ha}^{-1}\text{.ano}^{-1}$ . Isso demonstra o forte controle dos eventos extremos sobre os processos erosivos e a consequente necessidade de estruturas de contenção da erosão.

O impacto da frequência dos eventos na produção de sedimento pode ser influenciado por vários processos hidrológicos independentes, tais como umidade, saturação dos solos, erosão da encosta que na nessa bacia é relativamente alta, diluição de escoamento de base e fornecimento de sedimentos através de canal de erosão que são predominantes em bacia hidrográfica.

Em relação aos períodos de estiagem foram monitorados os impactos do fenômeno climático La Niña, que gera para o Sul do Brasil redução dos volumes precipitados, o qual perdurou por 10 meses. De acordo com Fundação Estadual de Pesquisa Agropecuária - FEPAGRO, o entorno da bacia do rio Conceição foi uma das regiões de menor volume acumulado de chuva no período de novembro 2011 a maio de 2012, uma redução de 2,8 vezes do valor de precipitação esperado para esse período, com reflexo na baixa produção de sedimentos.

As mudanças climáticas e a remoção de sedimentos nos rios marginais pode refletir em alterações na carga de sedimento anual introduzido no rio Conceição, o que reflete especificamente na produção de sedimento gerado pelo uso do solo. Essa mudança climática pode também interagir com estes fatores especificamente os antrópicos, causando impacto e mudança na carga de sedimento. A redução da precipitação pode contribuir significativamente para a redução da carga de sedimentos. Os impactos gerados pela agricultura representam, provavelmente, uma das mais importantes fontes de sedimento gerado na bacia.

Devido a alterações na produção de sedimentos no rio Conceição, o potencial de impacto através das variações climáticas também deve ser considerado. Mudanças nas cargas de sedimento causado por impactos gerados pela atividade humana poderiam, por exemplo, ser sobreposta sobre alterações associado com a variação de práticas conservacionistas adotadas atualmente.

O índice de oscilação e mudanças associadas entre El Niño e as condições de La Niña, pode dificultar a clareza do verdadeiro impacto gerado pela atividade agrícola. Onde os resultados da mudança climática com aumento da frequência de

eventos extremos. Isso pode ter impacto em uma escala muito significativa sobre cargas de sedimentos, uma vez que tais eventos são comumente grandes contribuintes para o longo prazo para o fluxo sedimentos (WALLING, 2008).

Os impactos das mudanças climáticas sobre uma bacia hidrográfica e da falta de registros de longo prazo da carga de sedimentos para diversas áreas do globo, há crescente evidência de que a mudança climática está tendo um significativo impacto sobre as cargas de sedimentos de rios de todo mundo. AMSLER E DRAGO (2009), por exemplo, chama atenção para as recentes mudanças nas cargas de sedimentos dos rios Paraná-Paraguai na América do Sul. A comparação dos dados coletados na década de 1970 com os coletados na década de 1990 fornecem evidências claras de alterações nas cargas de sedimento transportados por este sistema. O impacto das alterações climáticas e a variabilidade climática pode aumentar a carga de sedimento o que exige estudos mais detalhados de longo período.

#### 4.5.2 Estimativa da produção de sedimento para 10 anos

A partir dos dados de vazão (Q) e concentração de sedimento em suspensão CSS coletado durante intensas campanhas de monitoramento de eventos nos anos de 2011 e 2012, foi possível englobar épocas distintas do ano que abrangeu diferentes estágios de desenvolvimento das culturas, bem como a coberturas do solo. Desse modo, foram monitorados pequenos, médios e grandes eventos chuvosos durante os dois anos.

Através do monitoramento contínuo obtido nesse intervalo, foi permitido o cálculo da descarga sólida para cada intervalo de vazão medido, sendo estabelecida uma relação entre essas variáveis, sendo criada uma equação conhecida como curva-chave de sedimentos. Com esse conjunto de pares de dados obteve-se um significativo número de pontos, através dos quais foi possível estabelecer a curva-chave de sedimentos para bacia do rio Conceição.

Para isso foram utilizados os bancos de dados da ANA (HIDROWEB) que disponibiliza os dados históricos de vazão e precipitação na escala diária para a seção monitorada. Sobre esses dados aplicou-se a curva-chave de sedimentos e

estimou-se a produção de sedimentos para a bacia, pressupondo evidentemente que as características de uso e manejo de solo não apresentaram significativas mudanças no período extrapolado, o que permitiu que fosse calculada a produção de sedimento para 10 anos.

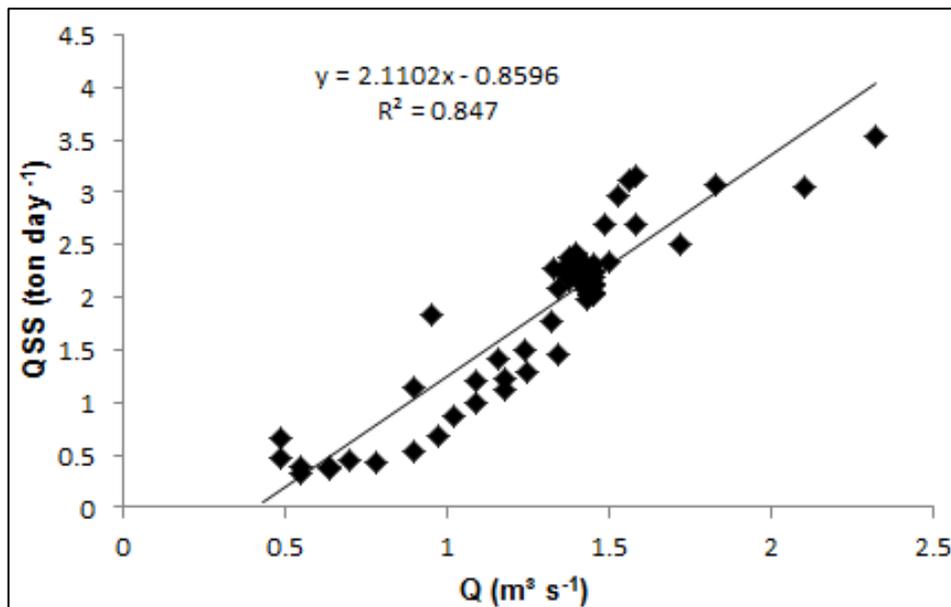


Figura 44 – Curva-chave de sedimento para rio Conceição, com dado diário de vazão obtido através do posto da ANA. (Agência Nacional de Águas) e coleta de eventos.

A curva chave apresentou um bom desempenho a partir dos dados medidos da concentração de sedimentos em suspensão e descarga líquida. Desse modo, com coletas diárias a partir de um calendário de amostragem e durante algumas campanhas de eventos, um grande conjunto de dados o que proporcionou bom ajuste da curva. Salienta-se que foi possível tal ajuste devido aos valores obtidos pelas amostras dos eventos as quais proporcionam valores altos da CSS e Q. Além disso, é durante os eventos que ocorrem a maior parte do transporte de sedimentos, por isso a importância de obter dados durante eventos pluviométricos. Conforme, Silva et al. (2010) um bom ajuste da curva-chave de sedimentos é obtida quando várias campanhas são realizadas para monitoramento de eventos. Já CARVALHO (1994), salienta que o uso da curva-chave do sedimento é essencial quando os dados diários de vazão estão disponíveis e os de sedimento não. Dessa forma ela

permite que sejam determinados valores diários do fluxo de sedimentos e a descarga sólida média anual.

A produção de sedimentos extrapolada para (2000-2010) foi estimada pela curva-chave de sedimentos obtida no período monitorado, e posteriormente aplicada a vazões diárias da série histórica da ANA. As características dos últimos 10 anos representa a consolidação do sistema plantio direto nas lavouras da região. Observa-se que os valores médios da PS medidos em 2011 foram superiores para os meses de abril até agosto tabela 44, os próximos meses tiveram valores inferiores às médias do período 2000-2010. Para valores medidos em 2012, somente o mês de julho superou a média histórica. Os resultados da estimativa da produção de sedimentos média mensal do intervalo 2000-2010, bem como a média anual são apresentados a seguir juntamente com os valores médios de precipitação mensal do período.

Tabela 44 – Precipitação média (mm) e produção de sedimentos ( $t\ km^{-2}$ ) para 10 anos, e para o ano do monitoramento de 2011 na bacia do Rio Conceição.

<b>Período</b>	<b>Ppt (2000-2010)</b>	<b>PS (2000-2010)</b>	<b>PS 2011</b>	<b>PS 2012</b>
Janeiro	163,2	7,5	-	2,48
Fevereiro	91,1	2,1	-	0,74
Março	123,3	1,5	11,91	0,49
Abril	138,1	2,7	41,39	0,34
Mai	140,6	10,9	32,25	0,85
Junho	130,8	10,5	11,62	0,37
Julho	128,5	9,2	27,04	15,53
Agosto	114,4	9,6	37,57	1,48
Setembro	123,5	18,6	2,02	2,41
Outubro	227,5	31,4	5,1	6,34
Novembro	166,3	17,7	3,89	1,76
Dezembro	170,8	18	0,48	8,3
<b>Total</b>	<b>1718,2</b>	<b>139,7</b>	<b>173,27</b>	<b>41,09</b>

Ppt=Precipitação (mm), PS=Produção de sedimento ( $t\ km^{-2}$ ) .

Como no Estado do Rio Grande do Sul, o SPD encontra-se consolidado e grande parte das lavouras gaúchas adota esse sistema, buscou avaliar desde o ano 2000 até 2010 a produção de sedimentos mensal para a bacia.

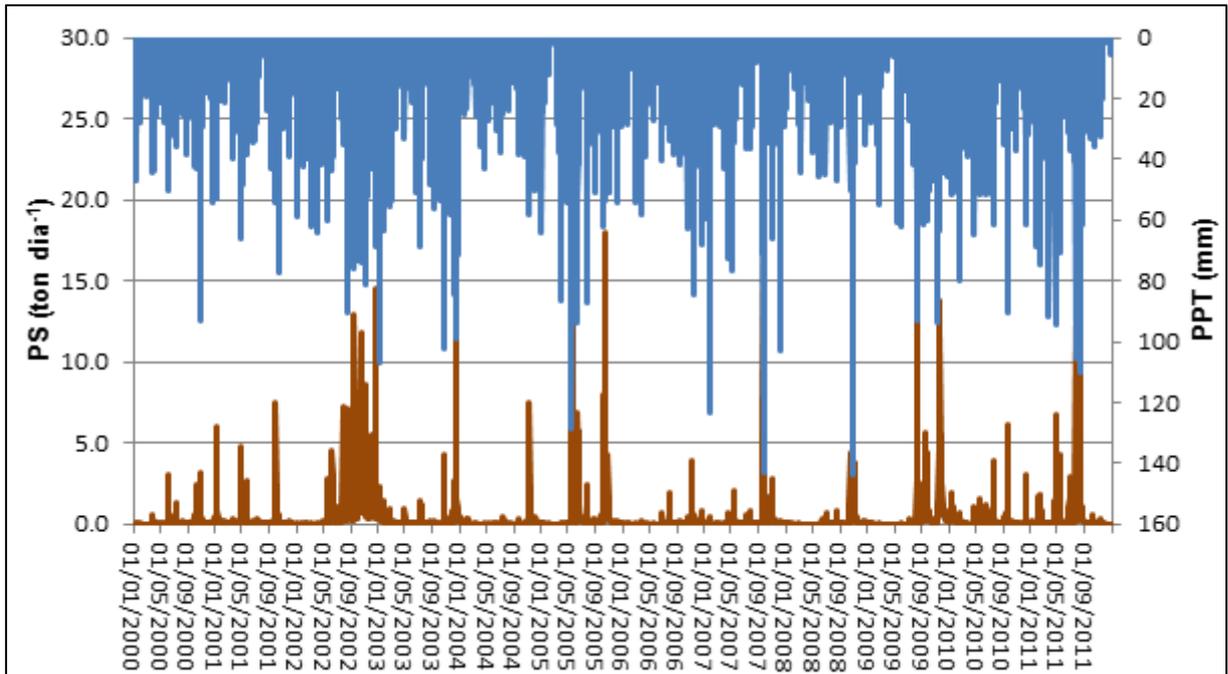


Figura 45 – Dados históricos de produção de sedimento PS obtidos com a aplicação da curva-chave de sedimento, bem como a precipitação para o período de 10anos.

Para a bacia hidrográfica do rio Conceição 90% da área está ocupada com algum tipo de agricultura, sendo que o sistema plantio direto está presente em praticamente 85% da área. O sistema embora consolidado possui grande produção de sedimento para o rio em detrimento de eventos, principalmente os de média a grande magnitude, o que faz o aporte de volumes expressivo de sedimento. Sendo que temos destaque para esse período intervalos extremo, o que abrange diferentes magnitudes de eventos, bem como diferentes estágios de cobertura do solo o que contribui para os processos erosivos. Sendo possível calcular uma boa estimativa nesse período, bem como o comportamento que ela apresenta diante do processo erosivo.

O resumo dos dados de precipitação, estimativas dos valores de produção de sedimentos, erosividade e coeficiente do escoamento superficial são apresentados na forma de médias mensais para o intervalo de 2000 a 2010 representadas na tabela 45. A média da produção de sedimentos anual específica foi de, aproximadamente,  $140 \text{ t km}^{-2} \cdot \text{ano}^{-1}$  para a bacia, sendo o período considerado a média da precipitação anual de 1718 mm.

A variabilidade intra-anual do período 2000 a 2010 mostra um padrão de erosão comum para a região sul do Brasil. Nos meses de setembro a novembro ocorrem as chuvas mais erosivas que, conseqüentemente, geram as maiores perdas de solo e de produção de sedimentos. Aliado a isso, o plantio das culturas de verão ocorrem a partir de agosto. Sendo assim, nas áreas de manejo inadequado do solo, com baixa cobertura vegetal e sem barreiras de contenção, ocorre à coincidência das chuvas mais erosivas. Nota-se que na bacia que a produção de sedimentos no mês de outubro é significativamente maior, seguidos dos meses de setembro outubro e dezembro. O valor médio dos dez anos (2000 a 2010) da produção de sedimentos na bacia do rio Conceição ( $140 \text{ t km}^{-2} \cdot \text{ano}^{-1}$ ) se aproximou da média dos dois anos de monitoramento atual 2011 e 2012 de  $141 \text{ t km}^{-2} \cdot \text{ano}^{-1}$ .

Tabela 45 – Precipitação média (mm), produção de sedimentos ( $\text{t km}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ ) e escoamento superficial para 10 anos da bacia do rio Conceição.

<b>Rio Conceição</b>				
<b>Período</b>	<b>Ppt (mm)</b>	<b>El<sub>30</sub></b>	<b>ES</b>	<b>PS</b>
Jan	163	801	9,90	7,5
Fev	91	486	10,43	2,1
Mar	123	568	7,02	1,5
Abr	138	773	9,54	2,7
Mai	141	648	13,52	10,9
Jun	131	713	15,19	10,5
Jul	129	720	21,41	9,2
Ago	114	585	15,30	9,6
Set	124	613	12,27	18,6
Out	228	1446	18,72	31,4
Nov	166	851	17,18	17,7
Dez	171	773	17,87	18
<b>Soma</b>	<b>1718</b>	<b>8977</b>	<b>14,03</b>	<b>139,7</b>

Ppt=Precipitação (mm). El<sub>30</sub>=Erosividade ( $\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ). ES= Coeficiente de escoamento superficial (%). PS=Produção de sedimento( $\text{t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ).

Na análise da tabela 45 pode ser observado que houve um volume concentrado de chuvas para o mês de outubro refletindo para o segundo maior

escoamento superficial, repercutindo na maior produção de sedimento do período analisado.

Considerando os resultados na bacia do rio Conceição, obteve-se tanto no período de monitoramento com alta frequência como no período onde a série foi estendida com o uso da curva-chave de sedimentos uma elevada magnitude da produção de sedimentos ( $140 \text{ ton.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ ). Esse resultado comprova que apesar da significativa contribuição do plantio direto desenvolvido nessa região para a redução dos processos erosivos locais ainda são necessário esforços para a sua redução. O valor obtido da produção de sedimentos anual pode ser considerado alto, pois algumas características naturais da bacia contribuiriam para taxas modestas de erosão, como por exemplo: a) os solos são profundos, argilosos e ricos em óxidos de ferro, que confere características desfavoráveis ao processo de desagregação pelo impacto da gota e escoamento superficial; b) o relevo, em média, é suave ondulado determinando que a energia de cisalhamento do escoamento controlada pela declividade é pequena; e c) o plantio das culturas é realizado sem o revolvimento do solo, por meio do sistema plantio direto que deveria manter o solo coberto com premissa de adição crescente de carbono no solo.

Algumas condições locais podem justificar a possível incoerência entre as características fisiográficas e uso e manejo do solo com os valores de produção de sedimentos monitorados. O primeiro aspecto visível é a contribuição de sedimentos provenientes das lavouras, nota-se claramente a presença de canais de erosão nas e o seu significativo rebaixamento em relação ao nível original. O segundo aspecto, também visíveis, são os canais escoadouros que drenam o excesso de água das estradas na região convergente da paisagem (talwegues) que aumenta a erosão de canal. Nesses locais formam-se canais profundos de erosão e em muitos casos voçorocas. Como consequência desse processo, existem grandes depósitos de sedimentos nas planícies aluviais e fluviais, onde os agricultores constroem drenos os quais são conexões diretas entre lavouras e rede de drenagem. O terceiro aspecto está relacionado com o manejo das culturas, que no sistema plantio direto preconiza a rotação de cultura e a maximização da produção de biomassa que deve retornar ao solo na forma de matéria orgânica. Atualmente esse tem sido negligenciado em função do alto valor da soja no mercado internacional, incentivando a utilização da monocultura, e a possibilidade de produzir carne ou leite

com a biomassa destinada à cobertura do solo, reciclagem de nutrientes e aumento do estoque do carbono no solo.

O quinto aspecto, menos evidente, está relacionado com desestruturação do solo e um aumento da compactação devido ao tráfego de máquinas pesadas em condição de umidade inadequadas. Essa condição ocasiona a redução da infiltração, o aumento do escoamento superficial e aumento da erosão. Por fim destaca-se a ausência de práticas de conservação do solo que aumentem a infiltração e reduzam a velocidade do escoamento superficial, que podem ser exemplificados por práticas como o plantio em nível, cultivo em faixas, cordões vegetados, terraços de base larga, canais escoadouros, etc. Em função da otimização da execução das operações de plantio, tratamentos fitossanitários e colheita, os agricultores da região interpretam essas práticas como um empecilho a atividade agrícola e um custo adicional devido ao maior tempo gasto para percorrer as glebas paralelas às curvas de nível do terreno.

As quantidades de sedimentos transportadas em suspensão nessa bacia caracteriza uma situação de grande preocupação tanto do ponto de vista do agricultor como da sociedade em geral. Além da perda de fertilidade, desestruturação do solo, perda de área útil por voçorocas e canais de erosão, redução da capacidade de armazenamento de água no solo, a elevada quantidade de sedimentos presentes na água indica um alto potencial para a transferência de nutrientes e agrotóxicos para os corpos d'água. Os solos da bacia do rio Conceição são argilosos e com grande proporção de microagregados o que lhes confere alta capacidade de adsorção de elementos químicos utilizados nas lavouras, como por exemplo, fósforo e agrotóxicos. Esse é um efeito fora do local de erosão que implica em grande custo para a sociedade já que aumenta o custo do tratamento de água, aumenta os problemas de eutrofização, aumenta contaminação da sociedade por substância potencialmente perigosa.

Os resultados do monitoramento indicam duas situações temporais importantes. A primeira está relacionada com a variabilidade temporal intra-anual que foram evidenciadas pelos resultados da produção de sedimentos no período de 2000 a 2010. Nesse período, foi considerado o Sistema de Plantio Direto como consolidado, com a utilização dos tratos culturais adotados na atualidade como soja no verão e trigo, aveia ou pousio no inverno. Sendo que a geração de escoamento e perda de solo por vários tipos de uso da terra estão intimamente relacionados

(MAETENS et al., 2012), as informações sobre a eficácia das técnicas de conservação do solo e da água na redução do escoamento anual e perda anual de solo pode ser melhorada em sua eficácia na sua redução. Há também fortes indícios de que a eficácia das técnicas de conservação do solo e da água depende de fatores ambientais, como o uso da terra, condutividade saturada e intensidade das chuvas que ocorrem de maneira desuniforme (HESSEL & TENGE, 2008).

No entanto, muito poucas avaliações quantitativas dos efeitos das técnicas de conservação do solo e da água sobre a eficácia na redução do escoamento anual e perda anual de solo foram feitas. Limitando a compreensão dos efeitos ambientais sobre a eficácia na redução do escoamento anual e perda anual de solo, limitando também a aplicação de técnicas de conservação do solo em modelos erosão.

A magnitude da produção de sedimentos como sendo o reflexo da erosão e do escoamento superficial assume valores muito altos num período específico do ano que são os meses de setembro a novembro com pico em outubro. Nesse caso o planejamento das práticas agronômicas deve considerar esse aspecto a fim de atenuá-lo. Existe a possibilidade de reduzir o escoamento superficial pelo uso de culturas que promovam maior interceptação da precipitação ou pelo aumento da rugosidade do terreno, aumento da taxa de infiltração básica de água no solo por meio de métodos de preparo e manejo do solo que permitam a manutenção de uma boa estrutura do solo e que mantenham a superfície do solo coberta (PRUSKI et al., 2003).

A diferença entre a eficácia na redução do escoamento superficial e perda de solo são importantes a considerar, uma vez que reduzindo o escoamento e promovendo a infiltração pode ser uma preocupação muito maior do que reduzir a perda de solo. Tanto a perda de solo como a drenagem, requer medidas e técnicas eficazes de conservação do solo e da água, o que atualmente varia amplamente entre os diferentes estudos, indicando um efeito de fatores ambientais (MAETENS et al., 2012). O calendário agrícola pode ser adaptado para que o manejo das culturas, principalmente a cobertura do solo por resíduos, apresente-se nesse momento em seu ápice.

A segunda situação importante está relacionada com a probabilidade de ocorrência de eventos extremos que acontece com maior frequência em determinada estação do ano com maior ou menor frequência. As técnicas de conservação do solo e da água dependem de fatores ambientais, como o uso da

terra, condutividade saturada e intensidade das chuvas. Embora a maior produção de sedimentos das encostas ocorre durante os eventos de média a grande intensidade, os sedimentos são temporariamente armazenados dentro dos canais e exportados durante grande eventos de intensidade moderada em períodos úmidos (primavera e Outono). Isso fica evidenciado claramente com os resultados do período 2011 e 2012

Todos estes processos e fatores são muito influenciados pela intensidade e magnitude das chuvas. Apenas muito poucos eventos são capazes de tornar o sistema com mudança de paisagem (SCHUMM, 1980). No entanto, em escala reduzida os processos certamente influenciam os efeitos de eventos de grande magnitude, ainda que de forma gradual (CAMMERAAT, 2004).

O impacto de eventos extremos com tempo de retorno de 10 anos ou menos são responsáveis por perdas elevadas com consequências danosas e irreversíveis, tanto do ponto de vista do agricultor como para a sociedade. A quantificação das descargas sólidas e líquidas nessas situações justifica a necessidade de implementação de medidas mecânicas de controle do escoamento superficial. O manejo da gleba deve ser considerado no planejamento das lavouras na região, o que permitirá conduzir corretamente o excesso de precipitação que inevitavelmente ocorrerá maximizando o potencial de infiltração de água no solo.

Recentes pesquisas enfocam no papel da conservação, que possui várias funções do ecossistema do solo e nos ciclos biogeoquímicos e sequestro de carbono. Considerando o papel da conservação do solo e da água na redução da perda de solo é bem reconhecida, existe ainda uma necessidade de integrar a conservação efetivamente na gestão melhoria das terras agrícolas e práticas sustentáveis.

O escoamento superficial para esse período esteve na média em 14%, com destaque para os meses de julho e outubro onde foram obtidos os maiores valores históricos de escoamento superficial. Isso deve a fortes índices pluviométricos que estão concentrados nesses meses associado a umidade antecedente. Outro fator que devemos considerar para os valores mais elevados do escoamento superficial está associado à reduzida cobertura do solo, principalmente nos mês de julho, onde a cobertura vegetal encontra-se nos estágios iniciais.

Desta forma, percebe-se que medidas precisam ser tomadas por gestores e produtores, pois nota-se elevas taxas de escoamento e processo erosivo em função

de regimes pluviométricos intensos potencializados por uso e manejo dos solos inadequados. Observa-se ainda, que necessitamos de maiores estudos e período de tempo acerca do monitoramento de bacias hidrográficas, principalmente grandes bacias as quais nos retratam a realidade dos problemas em escala regional, bem como propor medidas que sejam mais eficientes nessa escala.

#### 4.5.3 Análise na escala de eventos

Neste trabalho os dados foram processados em diferentes escalas temporais para a análise e interpretação dos dados, sendo obtidos dados mensais, dados diários e escala de eventos. Existem diferentes objetivos quanto aos estudos que envolvem as variáveis hidrossedimentológicas que necessitam diferentes discretizações do tempo, como por exemplo, a análise do impacto de um evento pluviométrico, necessitando uma melhor discretização das variáveis deste processo.

Diminuição da erosão durante o verão e início do outono pode ser relacionada com as mudanças na umidade do solo antecedente durante eventos em condições de baixa saturação do solo. Apesar de um aumento nas chuvas no inverno foi prevista uma diminuição da evapotranspiração que pode causar aumento no conteúdo de água no solo que pode resultar em acréscimo de saturação. Isto significa que menos precipitação é necessária para trazer o solo à saturação e gerar quantidade superior de escoamento em relação às condições iniciais.

O monitoramento na escala de eventos permite avaliar a magnitudes e os danos causados quando ocorrem, sendo possível estipular medidas eficazes para diminuir seus impactos sob o sistema, como as cheias e estiagens.

O período de monitoramento englobou 23 eventos de diferentes magnitudes e estádios de desenvolvimento das culturas, tornando esse conjunto representativo para a descrição dos processos de formação do escoamento superficial.

Tabela 46 – Variáveis hidrossedimentológicas dos eventos monitorados na bacia do rio Conceição.

	Data	Duração	P.total	I 30	Esc. Total	Esc. Base	Esc. Superf.	CE	Q máx	CSS máx	CSS média	PS
Evt.	dia	da chuva h	mm	mm/h	m <sup>3</sup>	m <sup>3</sup>	m <sup>3</sup>	%	m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup>	g L <sup>-1</sup>	g L <sup>-1</sup>	t km <sup>-2</sup>
1	24/03/2011	121,33	219	-	1,01E+13	2,53E+12	7,65E+12	12,33	106,02	1,844	0,3435	9,56
2	14/04/2011	57,5	58,5	348,48	4,62E+12	9,33E+11	3,69E+12	4,90	50,8	0,815	0,313	3,33
3	18/09/2011	46,61	35,6	-	7,50E+12	5,74E+12	1,76E+12	0,97	24,04	0,077	0,042	0,56
4	30/09/2011	54,81	50,0	-	4,33E+12	1,32E+12	3,00E+12	3,21	28,03	0,191	0,083	0,69
5	06/10/2011	59	61,9	-	7,54E+12	4,17E+12	3,37E+12	3,28	39,22	0,590	0,091	1,43
6	12/10/2011	53,33	37	-	5,02E+12	1,84E+12	3,18E+12	8,48	39,22	0,455	0,117	1,36
7	20/10/2011	168,66	48,59	291,57	1,85E+13	9,58E+12	8,91E+12	4,66	24,04	0,162	0,049	1,38
8	09/11/2011	153,5	56,16	336,99	9,99E+12	1,69E+12	8,30E+12	5,92	58,25	1,377	0,149	3,23
9	22/01/2012	10	38,6	0,04	4,87E+11	6,77E+10	4,19E+11	0,53	18,15	1,310	0,450	0,33
10	23/01/2012	53	23,6	42,12	2,58E+12	2,73E+11	2,31E+12	1,38	14,21	0,340	0,110	0,32
11	25/02/2012	44,5	16,0	22,08	2,38E+12	9,04E+11	1,48E+12	0,39	8,7	0,870	0,090	0,17
12	04/07/2012	66,83	25,89	155,34	6,83E+12	3,50E+12	3,33E+12	4,49	23,54	0,360	0,120	1,34
13	28/07/2012	49,16	67,07	320,76	1,17E+13	8,46E+12	3,24E+12	17,02	76,78	3,120	0,290	14,61
14	20/08/2012	166,16	23,04	138,24	5,43E+12	2,07E+12	3,36E+12	4,09	12,44	0,030	0,020	0,21
15	08/09/2012	79	50,92	305,52	6,76E+12	2,55E+12	4,21E+12	4,76	32,02	0,100	0,030	0,46
16	18/09/2012	51,33	62,13	372,78	8,62E+12	5,02E+12	3,60E+12	6,51	89,48	0,170	0,050	1,51
17	01/10/2012	71,33	127,04	762,24	9,37E+12	3,94E+12	5,43E+12	18,11	177,76	0,170	0,050	2,99
18	09/10/2012	47,16	23,46	26,8	4,13E+12	1,08E+12	3,05E+12	2,98	46,08	0,140	0,040	0,50
19	15/10/2012	44	16,57	99,42	4,10E+12	1,56E+12	2,54E+12	2,05	29,55	0,060	0,040	0,63
20	21/10/2012	60	46,32	277,92	8,13E+12	4,11E+12	4,02E+12	7,88	61,49	0,120	0,040	0,89
21	26/10/2012	123,16	57,45	344,7	1,49E+13	6,57E+12	8,33E+12	16,41	58,25	0,100	0,030	1,34
22	18/11/2012	42,66	26,63	159,78	4,59E+12	2,39E+12	2,20E+12	1,03	20,1	0,030	0,020	0,18
23	22/11/2012	54,5	16,42	98,54	5,90E+12	2,96E+12	2,94E+12	1,17	26,9	0,030	0,020	0,28

P: precipitação total; I<sub>30</sub>: Intensidade máxima da chuva em 30 minutos; esc.:Escoamento; Qmax: vazão máxima; CSSmax: Concentração de sedimentos em suspensão máxima. CSS média: Concentração de sedimentos em suspensão média. PS: Produção de sedimentos. CE: coeficiente de escoamento.

As características fisiográficas da bacia, tais como grande área de drenagem, relevo suave a ondulado, solos profundos e uso agrícola em 90% da área contribuem para a grande capacidade de amortização das ondas de cheia.

A concentração de sedimentos em suspensão (CSS) variou entre os eventos monitorados de 0,30 a 3,12 g L<sup>-1</sup> com valor médio de 0,112 g L<sup>-1</sup>. No ano de 2011, a bacia do rio Conceição sofreu forte influência de alguns eventos, sendo o solo cultivado com uso do sistema plantio direto, possui evidências de alguns agravantes como compactação do solo, falta de curvas de nível, semeadura morro abaixo e mata ciliar reduzida. Assim, com os eventos monitorados observa-se que em eventos de baixa e média magnitude o uso de plantas de cobertura não possuem uma eficiência que reduza seus efeitos na produção de sedimentos, entretanto, durante o período monitorado ocorreu aproximadamente 6 eventos que podemos considerar importantes, sendo alto seu impacto no sistema, um exemplo de evento ocorrido em julho de 2011 com volume de precipitação ao redor de 120 mm em dois dias, que gerou mais de 90% da produção de sedimentos daquele mês em três dias de evento, sendo carregados para os corpos hídricos alto volume de sedimentos.

Resultados semelhantes DEFERSHA & MELESSE (2012) em seus estudos indicaram que a partir do monitoramento de eventos extremos tiveram uma contribuição expressiva na produção de sedimentos. Dessa forma nos processos erosivos, a grande quantidade da produção de sedimento gerada pode ter origem apenas de um único evento, e os demais podem apresentar uma menor contribuição da Produção de sedimento.

A seguir são apresentados alguns dos principais eventos monitorados, indicando a magnitude e as características dos hidrogramas e sedimentogramas em função do padrão de precipitação e época do ano. A figura 46 mostra a seção de monitoramento numa condição de cheia e de normalidade. A diferença entre os níveis é de aproximadamente 5 metros.



Figura 46 – Representação de duas condições distintas que ocorrem na bacia do rio Conceição com ocorrência de evento (A) e uma condição de seca (B).

As figuras abaixo representam os principais eventos ocorridos na bacia do rio Conceição. A linha de cor verde refere se a vazão  $Q$ , a de cor cinza representa à concentração de sedimentos em suspensão CSS em  $g L^{-1}$ , e a linha azul a precipitação em mm.

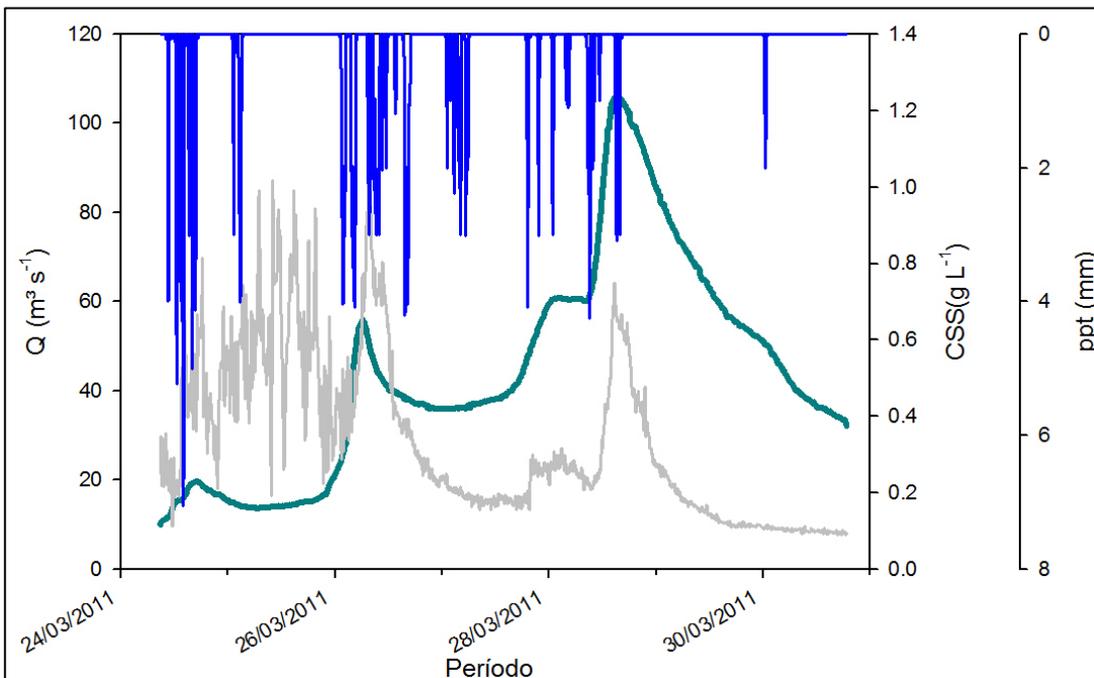


Figura 47 – Hietograma, hidrograma e sedimentograma para o evento ocorrido em 24/03/2011 na bacia do rio Conceição.

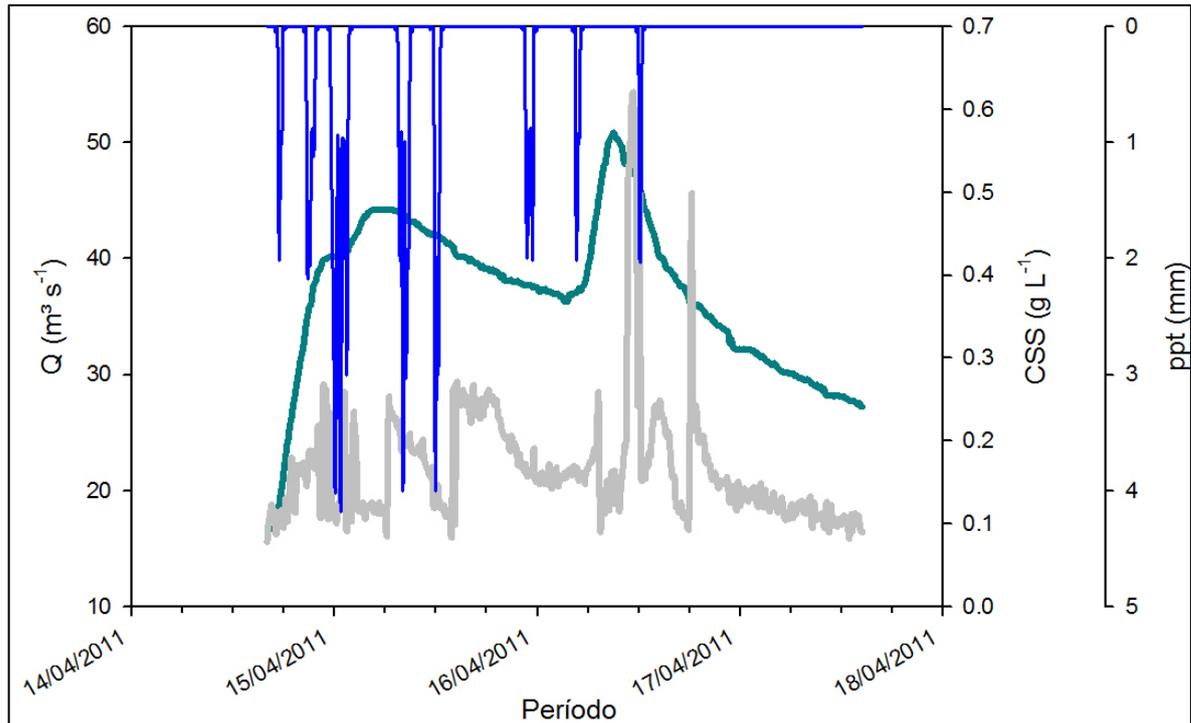


Figura 48 – Hietograma, hidrograma e sedimentograma para o evento ocorrido em 14/04/2011 na bacia do rio Conceição.

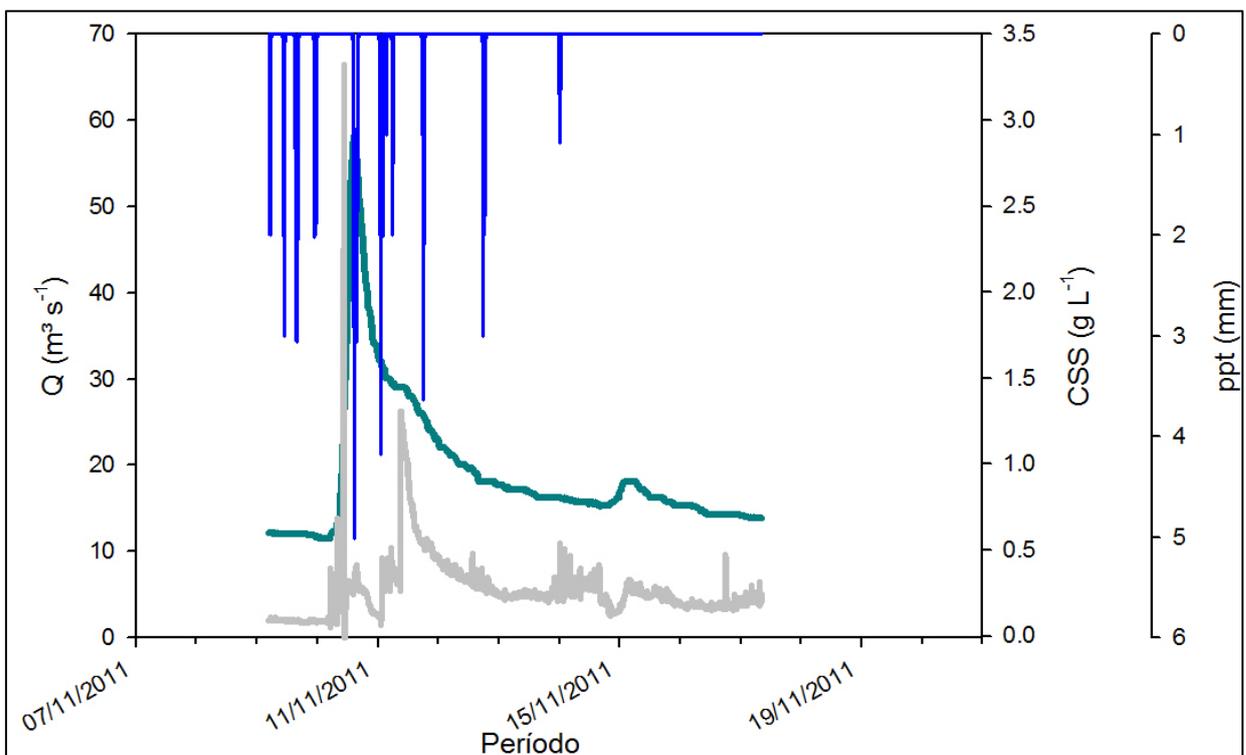


Figura 49 – Hietograma, hidrograma e sedimentograma para o evento ocorrido em 07/11/11 na bacia de Conceição.

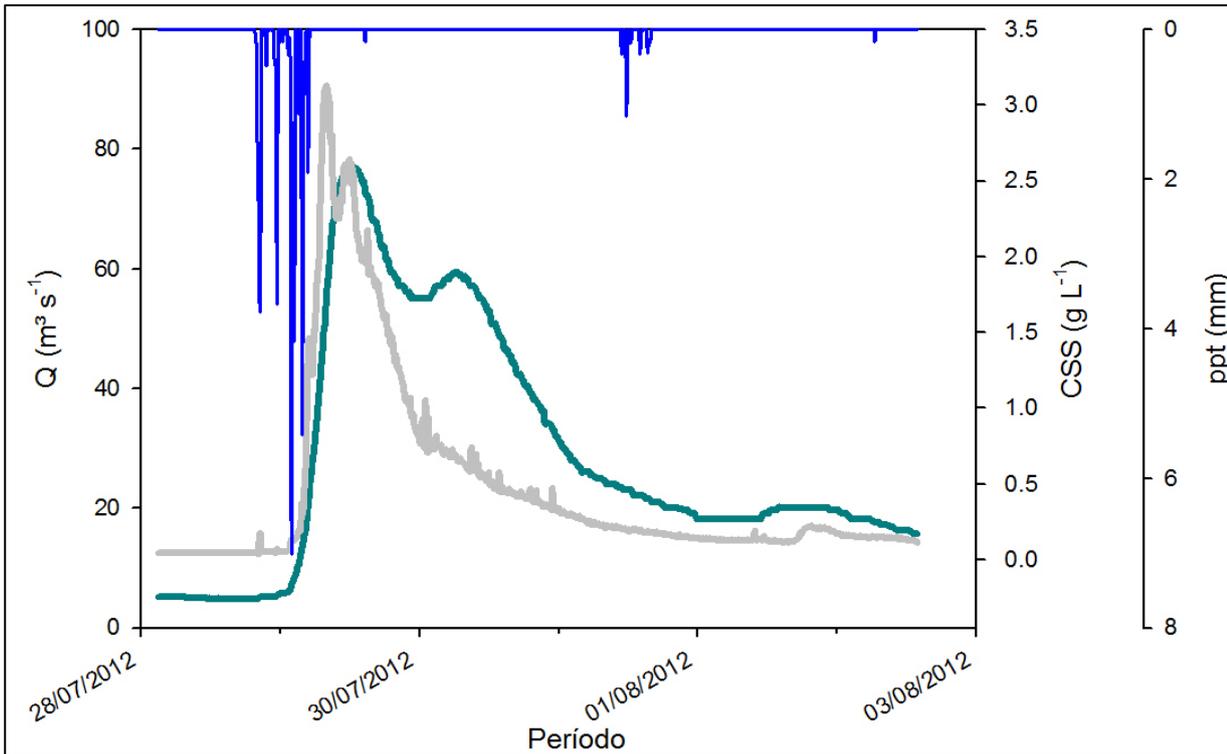


Figura 50 – Hietograma, hidrograma e sedimentograma para o evento ocorrido em 28/07/2012 na bacia do rio Conceição.

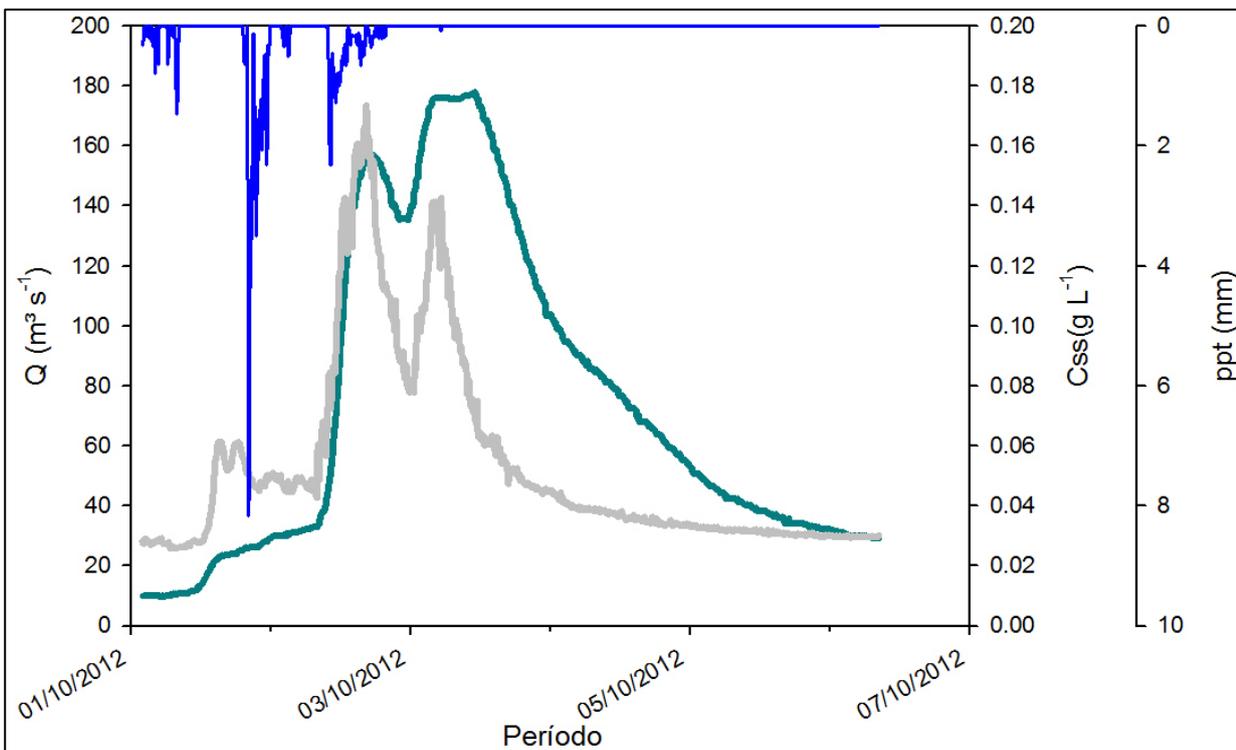


Figura 51 – Hietograma, hidrograma e sedimentograma para o evento ocorrido em 01/10/2012 na bacia do rio Conceição.

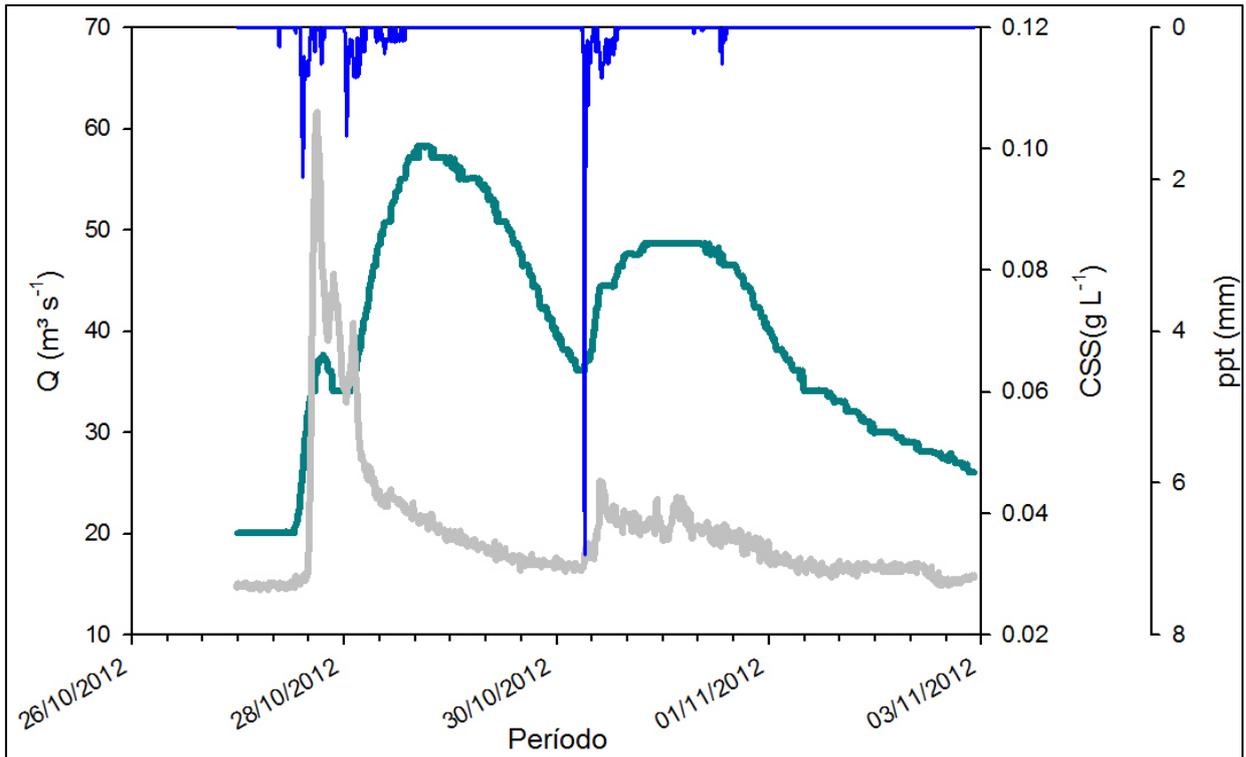


Figura 52 – Hietograma, hidrograma e sedimentograma para o evento ocorrido em 26/10/2012 na bacia do rio Conceição.

O mês de março de 2011, como observado nos dois anos do monitoramento, é caracterizado por alto e baixo volume acumulado de chuva devido a atuação de fenômenos climáticos. Somado a isso a produção de sedimentos para o mês apresentou como um dos maiores para o ano de 2011. Para todo o volume precipitado 12,33% foi convertido em escoamento superficial, o que evidencia que o solo após a ação de eventos de grande magnitude tem sua capacidade de infiltração reduzida, contribuindo para o aumento do escoamento que reflete em maiores vazões e concentração de sedimento.

O evento que ocorreu em 14/04/2011 durante a colheita da soja cujo volume precipitado de 58 mm teve impacto na formação do escoamento superficial, principalmente após a colheita da soja, a qual o solo permanece com baixa cobertura superficial pelo resíduo da soja. Como faz parte das leguminosas sua taxa de degradação é maior frente às gramíneas como, por exemplo, os resíduos do milho. Ao considerarmos a magnitude desse evento com vazões elevadas, obteve significativa contribuição na produção de sedimentos que foi de 3,33 t km<sup>-2</sup>. Portanto,

frente a reduzida cobertura do solo esse cenário indicou significativa contribuição na produção de sedimento mensal.

O evento do dia 07/11/2011 ocorreu no espaço de uma semana de outro evento, sendo observado um volume de precipitação de 97 mm no período de três dias. O evento ocorrido com precipitação de 60 mm, sendo considerado de média magnitude em decorrência da intensidade da chuva e pelo período de menor proteção do solo. Além disso, a CSS máxima esteve aproximadamente em  $1.37\text{g L}^{-1}$ , provavelmente em virtude do maior transporte do solo devido a menor proteção, por estar exposto e sob influência do evento anterior que manteve a umidade do solo em índices mais elevados.

O monitoramento do evento do dia 28/07/2012 com 53 mm precipitado apresentou resultados que colaboram para este estudo. Com o acompanhamento desse evento pode constatar o efeito da umidade do solo através da observação a campo de um evento anterior de 95 mm; o que manteve o índice de umidade elevado para esse evento. Desse modo, gerou um escoamento cujo coeficiente de escoamento foi de 17%, o que contribui para a maior produção de sedimento  $14\text{ t km}^{-2}$  para apenas um evento. Na prática entre todos os meses de 2012 monitorado, julho apresentou a maior contribuição individual em um único evento. Isso pressupõe pela maior umidade do solo antecedente, associado aos baixos índices de infiltração que colaboram para elevados índices de vazão e concentração de sedimentos. Esse mesmo comportamento foi observado em julho de 2011, aonde a vazão máxima chegou a índice de  $230\text{ m}^3\text{ s}^{-1}$ .

Para o evento de 01/10/2012 onde se enquadra em evento de grande magnitude, com índice pluviométrico de 127 mm e duração de 72 horas. Sendo que contribuiu para as descargas líquidas e sólidas o que favoreceu esses valores em detrimento do período estar no início das práticas agrícolas com preparo da área para a soja bem como a colheita do trigo, o que torna o solo exposto à ação das chuvas erosivas, que associado a falta de barreiras físicas maximizam as descargas líquida e sólida. O que é evidenciado para outro evento de 57 mm em 26/10/2012, sendo responsável por elevadas vazões, o que contribui para a produção de sedimentos.

De maneira geral, os eventos tiveram um comportamento distinto, o que variou no transcorrer nos dois anos monitorados. Esse comportamento pode ser atribuído a grande diversidade de sistema de cultivos presente na área da bacia

hidrográfica passível de intensas transformações. De maneira geral as chuvas são distribuídas de maneira desuniforme em grandes bacias, sendo os processos gerados pela ação das chuvas é diferente frente ao uso e manejo adotado pelos diferentes agricultores.

O transporte de sedimentos na bacia é governado pelos fatores hidrológicos que controlam as características e o regime dos cursos da água. Os fatores hidrológicos, cujos mais importantes são a quantidade e a distribuição das precipitações, a estrutura geológica, as condições topográficas e a cobertura vegetal, que acaba influenciando na disponibilidade de material a ser carregado até os rios.

Efeitos de desmatamento e áreas de superfície impermeável são fatores que também afetam o fluxo de corrente na bacia do rio Conceição, o que inclui baixa cobertura do solo em grande parte da bacia, bem como o aumento da superfície impermeável resultante da compactação do solo. Pode ser considerado que o desmatamento reduz o tempo de retenção de chuva que caem sobre superfície do solo e contribuem ainda mais para a natureza errática da vazão no rio Conceição e a rapidez em que os eventos de chuva podem afetar o fluxo através da bacia hidrográfica.

A manutenção das florestas próxima da rede de drenagem tendem a ter uma maior taxa de infiltração e a reduzir os fluxos de pico e inundações, mantendo fluxos de base (MAES et al., 2009). Sendo que a disponibilidade de água no sistema depende não só da infiltração e do fluxo, mas também da retenção da humidade no solo. Embora a oferta de água superficial para a irrigação seja escassa, a maior parte da água para o uso agrícola vem de chuvas, sendo armazenada no solo (MOLDEN, 2007)

A cobertura pode retardar ou desvia a precipitação anual na bacia, mitigando os efeitos de grandes eventos de precipitação, o que pode espalhar o fluxo de água ao longo de um período prolongado de tempo, reduzindo a probabilidade de erosão do solo e a ocorrência de eventos de cheia, devido à libertação repentina de água para o fluxo do rio.

O fluxo da vazão e a o aumento das taxas de exportação de sedimentos pode ser uma combinação de classes de umidade e o uso do solo agrícola, o que pode favorecer para áreas mais altas frente de molhamento.

A conectividade das lavouras aos rios pode depender muito das práticas agrícolas, onde em áreas que ocorrem eventos de grande magnitude pode desagregar altos índices de solo, onde não necessariamente ocorreria o transporte de sedimentos. O que pode ocorrer em eventos menores com capacidade de transporte superior. Portanto a contribuição de cada evento frente às descargas sólidas e líquidas nos rios ocorre de maneira única e em taxa variável, o que torna o monitoramento uma peça fundamental na descrição dos processos a nível de evento.

Apesar da limitada atenção, a redução do escoamento continua a ser uma preocupação importante. A conservação de água disponível no local para as plantas é uma questão importante para a produção agrícola e pode ser uma preocupação mais importante do que a perda de solo, por exemplo, em áreas onde a água é um recurso fundamental. Assim, a redução de escoamento é uma parte crucial de captação integrado de gestão, além disso, geração de escoamento e perda de solo por vários tipos de uso da terra estão intimamente relacionados.

O solo contribui com baixo armazenamento de águas subterrâneas e, conseqüentemente, recarga de águas subterrâneas do rio pode ser mínima, levando a níveis sazonais de baixo fluxo, especialmente durante os períodos de seca. Os dados obtidos de vazão, indicam que estes fluxos são muitas vezes efêmeros com vazão muito limitada durante os meses mais secos no verão e início do outono em anos com atuação de fenômenos climáticos como o La Niña.

Técnicas de conservação de solo e água já existem há muito tempo para combater os efeitos nocivos da perda de solo por meio de entre sulcos e córregos de erosão (MORGAN, 2005). O que torna necessário reduzir tanto o escoamento no local quanto a perda de solo como conseqüências de erosão, tais como a sedimentação de reservatórios, e a deterioração da qualidade da água.

A exploração e o armazenamento da água da chuva no próprio solo permite que os agricultores reutilizem para as culturas durante períodos de estresse hídrico, recuperando-se a parte dessa água que normalmente seria perdida para o sistema. Sendo necessário adotar um manejo que aumente a infiltração com maior cobertura vegetal e que reduza a evaporação do solo. ROST et al., (2009) prevê que a produção das lavouras pode ser aumentada em quase 20 por cento, com práticas de manejo que melhor exploram a água do solo.

Práticas agrícolas são necessárias para proteger o solo e reduzir a erosão e escoamento superficial através de barreiras mecânicas como curvas de nível e plantio em contorno, bem como outras medidas de conservação que mantenham a fertilidade do solo, minimizando a perda de nutrientes e mantendo sua disponibilidade para as culturas. Culturas de cobertura facilitam a exploração de retenção do solo de nutrientes entre os ciclos de cultivo, enquanto que a vegetação ripária reduz a erosão e escoamento entre lavouras e rios. Os resíduos vegetais podem manter a matéria orgânica do solo, o que auxilia na retenção de água e nutrientes para o fornecimento as culturas. Juntas, essas práticas de conservação auxiliam agricultura a ser mais sustentável.

Práticas como cobertura ou consórcio melhoraram a assimilação das plantas e dos microrganismos na assimilação do nitrogênio e reduz a forma de nitrato, sendo a forma mais suscetível de perdas de nitrogênio. Outras práticas de gestão incluem diversificar as fontes de nutrientes, com intensificação das leguminosas para fixação biológica de nitrogênio e fósforo com diversificação das rotações. A gestão integrada dos processos biogeoquímicos que regulam o ciclo de nutrientes e carbono poderia reduzir a necessidade de adição de nutrientes em excesso na agricultura (DRINKWATER & SNAPP, 2007).

## 4.6 Taxa de transferência de sedimentos-SDR

### 4.6.1 Taxa de entrega de sedimentos para os diferentes SDR

Considerando a importância do conceito da taxa de entrega de sedimentos para os procedimentos de modelagem matemática da erosão do solo. Esse foi estimado a partir das características físicas da bacia para diferentes equações presentes na literatura. Na tabela 47 é apresentado o SDR calculado considerando diferentes metodologias.

Tabela 47 – Principais valores para SDR calculados para a bacia.

Autores	Índice de entrega de sedimento-SDR (%)
USSF-Forest Service (1980)	6
LU et al., (2006)	11
Renfro, (1975)	14
Vanoni, (1975)	20
(Williams & Berndt, 1972)	35
USDA	27

Considerando o SDR estimado pelas diferentes metodologias disponíveis na literatura e os valores de erosão bruta estimados para essa bacia, foi calculada a produção de sedimentos pela multiplicação entre o SDR e a erosão bruta estimada pela modelagem tabela 48.

Tabela 48 – Valores de produção de sedimentos calculadas a partir da erosão bruta nos diferentes cenários e para diferentes valores de SDR.

		USDA	VANONI	USSF	RENFRO	LU (2006)	WILLIAMS
SDR		0.27	0.2	0.06	0.14	0.11	0.35
Cenário	EB	Produção de Sedimentos t km <sup>-2</sup> ano <sup>-1</sup>					
C1R1	196	52,92	39,2	11,76	27,44	21,56	68,6
C1R2	248	66,96	49,6	14,88	34,72	27,28	86,8
C2R1	443	119,61	88,6	26,58	62,02	48,73	155,05
C2R2	1037	279,99	207,4	62,22	145,18	114,07	362,95
C3R1	353	95,31	70,6	21,18	49,42	38,83	123,55
C3R2	443	119,61	88,6	26,58	62,02	48,73	155,05
C4R1	443	119,61	88,6	26,58	62,02	48,73	155,05
C4R2	443	119,61	88,6	26,58	62,02	48,73	155,05
C5R1	1288	347,76	257,6	77,28	180,32	141,68	450,8
C5R2	1608	434,16	321,6	96,48	225,12	176,88	562,8
C6R1	443	119,61	88,6	26,58	62,02	48,73	155,05
C6R2	443	119,61	88,6	26,58	62,02	48,73	155,05

C1=Soja/aveia/milho, C2=Soja/pastagem/soja, C3=Soja/pousio/trigo, C4=Soja/pousio/aveia, C5=Soja/solo exposto/soja, C6=Soja/solo exposto/milho. R1=8978, R2=11299, EB=Erosão bruta (t km<sup>-2</sup> ano<sup>-1</sup>), SDR=Taxa de transferência de sedimentos.

O objetivo dessa tabela é indicar o impacto nos resultados finais de produção de sedimentos considerando as incertezas associadas à estimativa da erosão bruta e na escolha da metodologia de determinação do SDR. O valor mínimo de produção de sedimentos foi de 11,76 t km<sup>-2</sup> ano<sup>-1</sup>, e o valor máximo de 562 t km<sup>-2</sup> ano<sup>-1</sup>, ou seja, uma diferença de 50 vezes, o que indica a margem de erro capaz de ocorrer em projetos amplamente utilizados no Brasil. Isso pode ocorrer quando a RUSLE é utilizada para estimativa de produção de sedimentos em circunstâncias que não existem dados de CSS e Q para estimar a produção de sedimento para prever o assoreamento de reservatórios, por exemplo. Isso sem contar, problemas (erros) frequentes na estimativa do fator topográfico.

Considerando os dados medidos de produção de sedimentos nessa bacia (140 t km<sup>-2</sup> ano<sup>-1</sup>), consideramos que os valores estimados usando o SDR de RENFRO (1975), apresentam valores numa ordem de magnitude coerentes com os dados medidos. Além desse, o cenário que mais se aproximou da produção de

sedimento medido foi C5R1 que obteve um valor estimado de  $141 \text{ t km}^{-2} \text{ ano}^{-1}$  através do SDR de LU et al., (2006).

Quando fizemos a análise usando o SDR da USDA e de Williams percebe-se que existe uma repetitividade dos valores de produção de sedimento no intervalo de  $120\text{-}160 \text{ t km}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ , em ambos ocorre em 50 % dos cenários o que podemos considerar que o valor estimado pela modelagem estão próximos dos medidos a campo que está estimado em  $140 \text{ t km}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ .

Na tabela 49, foi criado um valor de SDR mínimo, máximo e médio, bem como estimado um valor de SDR provável. O SDR provável foi escolhido 0,24 considerando a média da produção de sedimentos dos últimos 10 anos ( $140 \text{ t km}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ ) e os cenários de C que consideramos mais frequentes (C2, C3 e C4).

Tabela 49 – Estimativa do SDR através de valores de erosão bruta mínima, média e máximo bem como a erosão bruta provável.

SDR		SDR Máximo	SDR Médio	SDR Mínimo	SDR Provável
SDR		0.71	0.15	0.087	0.24
Tratamentos	EB	Produção de Sedimentos $\text{t km}^{-2} \text{ ano}^{-1}$			
C1R1	196	140	30,42	17,06	48,67
C1R2	248	177,14	38,49	21,59	61,58
C2R1	443	316,43	68,76	38,57	110,00
C2R2	1037	740,71	160,95	90,29	257,49
C3R1	353	252,14	54,79	30,73	87,65
C3R2	443	316,43	68,76	38,57	110,00
C4R1	443	316,43	68,76	38,57	110,00
C4R2	443	316,43	68,76	38,57	110,00
C5R1	1288	920	199,91	112,14	319,81
C5R2	1608	1148,57	249,58	140,00	399,27
C6R1	443	316,43	68,76	38,57	110,00
C6R2	443	316,43	68,76	38,57	110,00

C1=Soja/aveia/milho, C2=Soja/pastagem/soja, C3=Soja/pousio/trigo, C4=Soja/pousio/aveia, C5=Soja/solo exposto/soja, C6=Soja/solo exposto/milho, R1= $8979 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ; R2=  $11300 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , EB=Erosão bruta ( $\text{t km}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ ), SDR=Taxa de transferência de sedimentos.

Para a produção de sedimento estimado pela curva chave de sedimento de 10 anos com erosão bruta mínima se obteve um SDR máximo. Já com a produção de sedimento real com erosão bruta máxima obteve um SDR mínimo. Se supõem

que a erosão bruta esteja na ordem de  $6 \text{ t km}^{-2} \text{ ano}^{-1}$  para esse bacia com um SDR provável de 24 %, sendo próximo da USDA de 27 %.

Para o SDR provável, vários cenários coincidiram em um mesmo valor para o intervalo de 110 a 160. Esse mesmo comportamento se observa quando se usou o SDR de Williams e USDA tabela 48, onde a variação dos cenários refletiu em 50% dos valores, sendo que os demais cenários permaneceram abaixo ou acima desse intervalo.

Podemos frisar que a taxa de entrega de sedimentos ocorre de forma distinta e de maneira heterogênea. Ao longo do tempo os valores de SDR podem variar devido ao uso do solo, o que pode proporcionar um aumento na erosão bruta influenciando o SDR. Assim, o manejo de solo em uma bacia condiciona o valor de SDR. Bacia bem manejada SDR baixo. Bacia mal manejada SDR alto, e consequentemente maior impacto nos recursos hídricos com aumento da produção de sedimento.

VAN ROMPAEY et al.,(2007) relatou um SDR de 28% para uma captação de  $1960 \text{ km}^2$  na República Checa, VERSTRAETEN et al.(2007) encontrou valores de SDR de 20-39% para captação de  $164\text{-}2173 \text{ km}^2$  na Austrália, FRYIRS & BRIERLEY (2001) estimou um SDR extremamente alto de quase 70% na bacia do Rio Bega com drenagem de  $1040 \text{ km}^2$  no Sul da Austrália, o que causou grandes alterações na morfologia do rio, ROMERO DÍAZ et al. (1992) encontrou valores SDR de 7- 46% em várias sub bacias do rio Segura na Espanha, com área entre  $100\text{-}1.500 \text{ km}^2$ , e de VENTE et al., (2008) previu um SDR variando de 0,03% a 55% para 61 bacias na Espanha, variando entre 30 e  $13\ 000 \text{ km}^2$  de área. Deve-se ressaltar, no entanto que as bacias citadas são de tamanhos muito diferentes e que os métodos de cálculo do SDR varia entre os estudos, de maneira geral qualquer comparação deve ser tomado muito cuidado.

Aspectos de conectividade da paisagem é uma questão crucial quando ligado a processos na área de produção de sedimentos com processos de canais de transporte de sedimentos (HELMING et al., 2005). Quando são realizados medições de erosão relacionando os processos em pequenas parcelas de terreno fechados, especialmente a conectividade do sistema é quebrada, ou, pelo menos, a conectividade da encosta como um todo não é refletido.

Assim os resultados de pequenas parcelas de superfícies erodíveis (fontes de escoamento e sedimentos) não são adequados para extrapolação para escalas

maiores, como encostas. No entanto, embora as medidas sejam em pequenas parcelas, não refle a conectividade do sistema, sendo útil apenas para compreender o comportamento dos processos dentro de uma superfície homogênea.

A abertura de sulcos nas lavouras ocasionada pelas chuvas na maioria dos casos possui ligação espacial de sedimentos a depressões do terreno. Surge um armazenamento de retenção, sendo com vias mais longas também aumenta a possibilidade de armazenamento local de sedimento, sendo visível a jusante da bacia do rio Conceição, onde as áreas possuem topografia mais suave em relação à proximidade do exutório.

Isto está relacionado com o conceito da maior probabilidade, ou seja, possuem locais de armazenamento temporário, e posteriormente dissipam de acordo com a intensidade dos eventos, tipo de solo, declividade, barreiras impeditivas como curvas, matas, banhados, açudes e barragens. Em bacias de maior dimensão geralmente causa uma relação inversa entre a produção de sedimentos e a contribuição da área (WALLING, 1983; DE VENTE & POESEN, 2005 ; GALLART et al., 2004) encontraram um deslocamento temporário de circulação de sedimentos maior em escala menor de observação. A exportação de sedimento pode ser mais controlada pela dinâmica do fluxo principal do canal do que nas áreas de fontes sedimentos como nas encostas por exemplo. Os anos de maior produção de sedimentos em escala de bacia nem sempre são os anos mais chuvosos, mas sim os anos, com maior número de eventos de média a alta intensidade.

Para as áreas de drenagem na faixa entre pequenas bacias e bacias grandes (>10 km<sup>2</sup>), o efeito de sumidouros de sedimentos, muitas vezes torna-se dominante sobre as fontes sedimentos, resultando em um declínio gradual. Ou seja mudanças no sistema de erosão limitam o seu transporte (OSTERKAMP & TOY, 1997). Isso pode ser explicado devido a muitas vezes nos rios maiores ocorra o desenvolvimento de planície mais extensa, bem como áreas de impedimento onde os sedimentos são armazenados, sendo a distância percorrida pelos sedimentos através da bacia é maior o que propicia o seu depósito. Já em pequenos rios são mais propensos a responder diretamente a evento sendo dirigido a grandes bacias (WALLING,1983 ; SYVITSKI, 2003). Assim, quanto maior a área, maior a probabilidade de deposição de sedimentos no caminho.

A manutenção das matas ripárias (mata ciliar e mata de galeria) que acompanham os cursos d'água desempenham funções importantes, destacando-se

a manutenção dos leitos dos rios, proteção das nascentes, conservação dos solos contra a erosão e empobrecimento, manutenção de condições favoráveis á fauna, dentre outros. Essa preservação da mata ripária pode diminuir os valores consideravelmente da taxa de entrega de sedimentos aos rios (SDR) com manutenção dos recursos hídricos.



## 5 CONCLUSÕES

Através da modelagem foi possível estimar a produção de sedimentos para diferentes cenários, sendo que a taxa de transferência da erosão bruta observada ficou próximo do medido para alguns cenários. A utilização do ArcGIS para a aplicação da Equação Universal de Perda de Solo Revisada (RUSLE) demonstrou-se eficaz e apresentou coerência com dados de produção de sedimento obtidos por monitoramento. Entretanto a estimativa do fator C por métodos automáticos são ineficientes para captar a variabilidade do uso e manejo, sendo esse fato grande fonte de incertezas.

O monitoramento hidrossedimentométrico realizado no período de 20 meses, permitiu obter um amplo conjunto de dados com diferentes magnitudes de eventos. Na análise dos eventos observamos a importância do monitoramento em eventos de grande e média magnitude, pois são eles os responsáveis pelas maiores descargas líquidas e sólidas. Os grandes eventos monitorados juntamente com o monitoramento automático permitiu a criação da curva chave de sedimento, que possibilitou calcular a média da produção de sedimento para 10 anos para o sistema plantio direto consolidado, sendo a produção de sedimento média extrapolada através da utilização da curva-chave de sedimentos foi de  $140 \text{ t km}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ .

Estimativa do valor C para RUSLE mostrou que o aumento da cobertura do solo para as sucessões de culturas simuladas afetou significativamente a redução desse fator e conseqüentemente a produção de sedimentos. Entre as sequencias de culturas simuladas a maior erosão bruta ocorreu na condição de soja e pousio. Com o aumento da cobertura vegetal com a utilização das técnicas de conservação do solo, com rotação de cultura de soja/aveia/milho houve eficácia na redução da erosão bruta anual.

Os sistemas de produção agrícola presentes na bacia hidrográfica monitorada apresentou limitação no controle do escoamento superficial e dos processos erosivos. Em função das respostas aos eventos de grande magnitude, conclui-se que a ausência de medidas mecânicas de controle do escoamento superficial em conjunto com manejo inadequado das glebas seja a principal causa relacionada com grande magnitude dos processos hidrossedimentológicos observados.

O estudo mostra claramente evidências fortes de erosão, sendo que a bacia hidrográfica do rio Conceição requer a implementação de medidas mais eficazes na conservação do solo para reduzir o risco de erosão. Sendo que é necessário para a área agrícola, medidas de implementação de diferentes técnicas de conservação do solo especialmente em terras agrícolas com encostas íngremes.

As tendências de longo prazo, bem como a variabilidade interanual da eficácia de técnicas de conservação do solo e da água são fatores importantes a serem ainda explorados, para verificar como eles contribuirão para uma melhor seleção de técnicas de conservação dos solos e dos recursos hídricos. No entanto, uma avaliação precisa desses efeitos requerem estudos que avaliam a eficácia de técnicas de conservação do solo e da água em um período de maior tempo.

Os resultados apontaram a necessidade de aprofundamento nas técnicas de monitoramento e de modelagem de parâmetros e variáveis associadas à estimativa da erosão e da produção de sedimentos.

## REFERÊNCIAS

ABREU, S. L.; REICHERT, J. M.; REINERT, D. J. Escarificação mecânica e biológica para a redução da compactação em Argissolo franco-arenoso sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, p. 519-531, 2004.

ALBUQUERQUE, A. W.; LOMBARDI NETO, F.; SRINIVASAN, V. S.; SANTOS, J. R. Manejo da cobertura do solo e de práticas conservacionistas nas perdas de solo e água em Sumé, PB. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 6, p. 136-141, 2002.

ALVES, M. C.; CABEDA, M. S. V. Infiltração de água em um Podzólico vermelho escuro sob dois métodos de preparo, usando chuva simulada com duas intensidades. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 23, p. 753-761, 1999.

AMORE, E.; MODICA, C.; NEARING, M.A.; SANTORO, V.C. Scale effect in USLE and WEPP application for soil erosion computation from three Sicilian basins. **Journal of Hydrology**, v. 293, p. 100-114, 2004.

AMSLER M.L. and DRAGO E.C. 2009. A review of the suspended sediment budget at the confluence of the Paraná and Paraguay Rivers. *Hydrological Processes* (in press).

ANDRADE, A. P.; SILVA, I. F.; DINIZ, E. J.; SANTIAGO, R. D.; OLIVEIRA, P. K. B. Perdas de solo e água por erosão num Latossolo Vermelho Amarelo, submetido a diferentes práticas agrícolas. **Agropecuária Técnica**, v. 20, p. 14-19, 1999.

ANGHINONI, I.; BARBER, S. A. Phosphorus influx and growth characteristics of corn roots as influenced by phosphorus supply. **Agronomy Journal**, Madison, v. 72, p. 682-688, 1980.

ANTONELI, V. **Influência do uso do solo na avaliação hidro-sedimentológica da Bacia do Arroio Boa Vista** - Guamiranga - PR. 2004. 147f, Dissertação (Mestrado) Universidade Estadual de Maringá. Maringá PR, 2004.

AZEVEDO, A. C.; DALMOLIN, R. S. D. **Solos e ambiente: uma introdução**. Santa Maria: Pallotti, 2006. 100 p.

BAGARELLO, V. Influence of well preparation on field-saturated hydraulic conductivity measured with the Guelph permeameter. **Geoderma**, 80:169-180, 1997.

BARCELLOS, A. de O. Sistemas extensivos e semi-intensivos de produção: pecuária bovina de corte nos Cerrados. In: Simpósio Sobre o Cerrado, 8.; International Symposium on Tropical Savannas, 1., 1996, Brasília. Biodiversidade e produção sustentável de alimentos e fibras nos Cerrados. **Anais**. Planaltina: EMBRAPA-CPAC, 1996. p. 130-136.

BARBER, S. A. **Soil nutrient bioavailability: A mechanistic approach**. New York, John Wiley & Sons, 1984. 398p.

BASIC, F.; KISIC, I.; MESIC, M.; NESTROY, O.; BUTORAC, A. Tillage and crop management effects on soil erosion in central Croatia. **Soil & Tillage Research**, v. 78, p. 197-206, 2004.

BAYER, C.; AMADO, T. J. C.; ELTZ, F. L. F.; BRUM, A. C. R. Potencial de culturas de cobertura em acumular carbono e nitrogênio no solo no plantio direto e a melhoria da qualidade ambiental. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 25, p. 189-197, 2001.

BELTRAME, L. F. de S. (coord.), **Consistência de Dados Hidrológicos da Bacia Hidrográfica do Alto Uruguai, Sub-Bacia 75**. Porto Alegre, Instituto de Pesquisas Hidráulicas da UFRGS. 2000.

BERTOL, I.; ENGEL, F. L.; MAFRA, Á. L.; BERTOL, O. J.; RITTER, S. R. Phosphorus, potassium and organic carbon concentrations in runoff under different soil tillage systems during soybean growth. **Soil & Tillage Research**, v. 94, n. 1, p. 142-150, mai. 2007.

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**, Viçosa, v. 24, p. 657-668, 2000.

BERTOL, I.; LEITE, D.; GUADAGNIN, J. C.; RITTER, S. R. Erosão hídrica em um Nitossolo Háplico submetido a diferentes sistemas de manejo sob chuva simulada. II - Perdas de nutrientes e carbono orgânico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, vol. 28, nº. 6 Viçosa, Nov./Dec. 2004.

BERTONI, J. E.; LOMBARDI NETO, F. (1998). **Conservação do Solo**. 3ª edição, Ícone, Editora, São Paulo.

BERTONI, J., LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 4. ed. São Paulo, Ícone, 2008, 355p.

BEUTLER, A. N.; CENTURION, J. F.; SILVA, A. P. Intervalo hídrico ótimo e a produção de soja e arroz em dois latossolos. **Irriga**, Botucatu, v.9, n.2, p.181-192, 2004.

BLAIR, J. M.; BOHLEN, P. J.; FRECKMAN, W. Soil invertebrates as indicators of soil quality. In: DORAN, J. W.; JONES, A. J. (Eds.) **Methods for assessing soil quality**. Madison, Wisconsin: Soil Science Society of America, 1996. 409 p.

BOIX-FAYOS, C., 1999. **Procesos geomórficos en diferentes condiciones ambientales mediterráneas: el estudio de la agregación y la hidrología de los suelos**. Colección Tesis Doctorales em Microfitxa, Universitat de València, 394 pp., ISBN 84-370-4321-2.

BRASIL. Ministério da Agricultura. **Levantamento de reconhecimento dos solos do Estado do Rio Grande do Sul**. Recife. Embrapa, 1973. 431 p. (boletim técnico 30).

BRENA, D. A. et al. **Inventário florestal contínuo do Rio Grande do Sul. Santa Maria. 2003**. Disponível em: < <http://coralx.ufsm.br/ifcrs/index.php>>. Acesso em: 19 mar. 2013.

BRHANE, G. & MEKONEN, K. Estimating Soil Loss Using Universal Soil Loss Equation (USLE) for Soil Conservation planning at Medego Watershed, Northern Ethiopia. **Journal of American Science**, 2009: 5(1), 58-69

BRUSSARD, L. et al. Biodiversity and ecosystem functioning in soil. **Ambio**, v. 26, n. 8, p. 563-570, 1997.

BUENO, C. R. P.; STEIN, D. Potencial natural e antrópico de erosão na região de Brotas, estado de São Paulo. **Acta Scientiarum Agronomy**, v.26, n.1, p.1-5, 2004.

CASTRO, D. D. (1992). **Morfologia da margem continental sudeste-sul brasileira e estratigrafia sísmica do sopé continental**. M.S. thesis, UFRJ, Rio de Janeiro, 226 p.

CARVALHO, D. F.; CRUZ, E. S.; PINTO, M. F.; SILVA, L. D. B.; GUERRA, J. G. M. Características da chuva e perdas por erosão sob diferentes práticas de manejo do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 13, p. 3-9, 2009.

CARVALHO, N. Hidrossedimentologia Prática. Rio de Janeiro. **CPRM**,1994. 372 p.

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

CAMMERAAT, E. L. H. , 2004. Scale dependent thresholds in hydrological and erosion response of a semi-arid catchment in **Southeast Spain**. Agriculture, Ecosystems and Environment 104, 317-332.

CASSOL E. A.; MARTINS, D. ; ELTZ, F. L. F.; LIMA, V. S. ; BUENO, A. C. Erosividade e padrões hidrológicos das chuvas de Ijuí (RS) no período de 1963 a 1993. **Rev Bras. de Agromet.**, Piracicaba, v.15, n.3, p. 220-231, 2007.

CHEN, T.; NIU R.; LI, P.; ZHANG, L.; DU, B. Regional soil erosion risk mapping using RUSLE, GIS, and remote sensing: a case study in Miyun Watershed, North China. **Environmental Earth Sciences.**, v. 63, pp. 533-541, 2011.

CHEVALLIER, P. **As precipitações na região de Cruz Alta e Ijuí (RS - Brasil)**. Porto Alegre: Instituto de Pesquisas Hidráulicas da UFRGS. (Recursos Hídricos. Publicação n. 24). 1991.

CHOW, V. T. **Handbook of applied hydrology**: a compendium of water-resources technology. New York: MacGraw-Hill Book Co., 1964. 1v. (várias paginações).

COLLARES, G. L.; REINERT, D. J.; REICHERT, J. M. & KAISER, D. R. Qualidade física do solo na produtividade da cultura do feijoeiro num Argissolo. **Pesq. Agropec. Bras.**, 41:1663-1674, 2006.

CHRISTOFOLETTI, A. Modelagem de sistemas ambientais. São Paulo: Edgard Blücher, 1999. 236p.

DEFERSHA, M, MELESSE, A.M. 2012. Field-scale investigation of the effect of land use on sediment yield and surface runoff using runoff plot data and models in the Mara River basin, Kenya, CATENA 89: 54-64.

DeMARIA, I. C.; NNABUDE, P. C. & CASTRO, O. M. Longterm tillage and crop rotation effects on soil chemical proprieties of a Rholic Ferrasol in southern Brazil. **Soil Tillage Res.**, 51:71-79, 1999.

DENARDIN, J. E. ; FAGANELLO A.; SANTI, A.- Falhas na implementação do Sistema Plantio Direto levam a degradação do solo. **Revista Plantio Direto**, edição 108, novembro/dezembro 2008.

DENARDIN, J. E.; KOCHHANN, R. A.; FLORES, C. A.; FERREIRA, T. N.; CASSOL, E. A. MONDARDO; A. SCHWARZ, R. A. **Manejo da enxurrada em sistema de plantio direto**. Porto Alegre: Fórum Estadual de Solo e Água, 2005. 88 p.

DENARDIN, J. E.; KOCHHANN, R. A.; FAGANELLO, A.; SATTTLER, A.; BERTON, A. L. Sistema plantio direto: com ou sem práticas conservacionistas complementares de manejo da enxurrada. In: Congresso Mundial Sobre Agricultura Conservacionista, II., 2003, Foz do Iguaçu. **Anais**. Federação Brasileira de Plantio Direto na Palha; Confederación de Asociaciones Americanas para la Agricultura Sustentavel, 2003. v. 2, p. 310-313.

DENARDIN, J. E. Manejo adequado do solo para áreas motomecanizadas. In: SIMPOSIO DE MANEJO DO SOLO E PLANTIO DIRETO NO SUL DO BRASIL, 1., SIMPOSIO DE CONSERVAÇÃO DO SOLO DO PLANALTO, 3., 1984, Passo Fundo. **Anais**- Passo Fundo, PIUCS e UPF-Faculdade de Agronomia. p.107-124. 1984.

DENARDIN, J. E. **Erodibilidade de solo estimada por meio de parâmetros físicos e químicos**. 1990. 81 f. Tese (Doutorado em Agronomia - Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1990.

DERPSCH, R.; ROTH, C. H.; SIDIRAS, N. & KOPKE, U. Controle da erosão no Paraná, Brasil: Sistemas de cobertura do solo, plantio direto e preparo conservacionista solo. Londrina, **GTZ-IAPAR**. 1991-272 p.

DESMET, P. J. & GOVERS, G. A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. **J. Soil Water Conserv.**, 51:427-433, 1996.

DE VENETE, J. & POESEN, J. (2005). Predicting soil erosion and sediment yield at the basin scale: Scale issues and semi-quantitative models. **Earth-Science Reviews**. 71: 95-125.

DE VENETE, J., POESEN, J., VERSTRAETEN, G., 2005. The application of semi-quantitative methods and reservoir sedimentation rates for the prediction of basin sediment yield in Spain. **Journal of Hydrology**, in press.

DE VENDE, J.; POESEN, J.; ARABKHEDRI, M. ;VERSTRAETEN,G.( 2007). **The sediment delivery problem revisited**. Progress in Physical Geograpy. 31(2): 155-178.

DE VENDE, J., POESEN, J., VERSTRAETEN, G., Van ROMPAEY, A., and Govers, G.: Spatially distributed modelling of soil erosion and sediment yield at regional scales in Spain, Global Planet. Change, 60, 393-415, 2008.

DEMIRCI, A. & KARABURUN, A. Estimation of soil erosion using RUSLE in a GIS framework: a case study in the Buyukcekmece Lake watershed, northwest Turkey. **Environmental Earth Sciences**, v. 66, pp. 903-913. 2012.

DRAKE, N. A., & VAFEIDIS, A. (2004). **A review of European Union funded research into the monitoring and mapping of Mediterranean desertification**. Advances in Environmental Monitoring and Modelling, 1 (4), 1-51.

DRINKWATER LE ; SNAPP SS 2007 Nutrients in agroecosystems: re-thinking the management paradigm. **Adv. Agron.** 92, 163-186. (doi:10.1016/S0065-2113(04)92003-2)

FRYIRS, K. and BRIERLEY, G. J.: Variability in sediment delivery and storage along river courses in Bega catchment, NSW, Australia: Implications for geomorphic river recovery, **Geomorphology**, 38,237-265, 2001

ECKELMANN, W.; BARITZ, R.; BIALOUSZ, S.; BIELEK, P.; CARRÉ, F.; HOUŠKOVÁ, B.; JONES, R. J. A.; KIBBLEWHITE, M. G.; KOZAK, J.; LE BAS, C.; TÓTH, G.; TÓTH, T.; VÁRALLYAY, G.; YLI HALLA, M.; ZUPAN, M. (2006). **Common Criteria for Risk Area Identification according to Soil Threats**. EUR 22185 EN. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.

ELTZ, F. L. F.; PEIXOTO, R. T. G.; JASTER, F. Efeitos de sistemas de preparo do solo nas propriedades físicas e químicas de um Latossolo Bruno álico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.13, n. 2, p. 259-267, maio/ago. 1989.

FALLEIRO, R. M.; SOUZA, C. M.; SILVA, C. S. W.; SEDIYAMA, C. S.; SILVA, A. A.; FAGUNDES, J. L. Influência dos sistemas de preparo nas profundidades químicas e físicas do solo. **R. Bras. Ci. Solo**, 27:1097-1104, 2003.

FARINASSO, M.; CARVALHO JÚNIOR, O.A. de C.; GUIMARÃES, R.F.; GOMES, R.A.T.; RAMOS, V.M. Avaliação qualitativa do potencial de erosão laminar em grandes áreas por meio da Eups - Equação Universal de Perdas de Solo, utilizando novas

metodologias em sig para os cálculos dos seus fatores na região do Alto Parnaíba-Pi-MA. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, ano 7, nº2, p.73-85, 2006.

FONSECA, E. O.; CASSOL, E. A. Enxurrada, infiltração de água e perdas por erosão em um Latossolo Vermelho, em sistemas de manejo do solo. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 14.,2002, Cuiabá, MT. **Resumos**. Cuiabá: UFMT, 2002, p. 3.

FOREST SERVICE (1980). **An Approach to Water Resources Evaluation of Non-point Silvicultural Sources**, a procedural handbook. EPA-600/8-80-012, Environmental Protection Agency, Washington,DC.

FOUNTAS, S.; PEDERSEN, S. M.; BLACKMORE, S. **ICT in precision agriculture-diffusion of technology**, 2005. Disponível em: <<http://departments.agri.huji.ac.il/economics/gelb-pedersen-5.pdf> >. Acesso em 3 jan. 2013.

FREITAS, M. A. V. de; SANTOS, A. H. M. Importância da água e da informação hidrológica. In: FREITAS, M. A. V. de. (Ed.). **O estado das águas no Brasil: perspectivas de gestão e informações de recursos hídricos**. Brasília: ANEEL/MME/MMA-SRH/OMM, 1999. p. 13-16.

GALLAHER, R.N., HAWF, L., 1997. Role of conservation tillage in production of a wholesome food supply. In: **Gallaher**, R.N. (Ed.), Proceedings of the 20th Annual Southern Conservation Tillage for Sustainable Agriculture, University of Florida, Gainesville, FL, USA, June 24-26, pp. 23-27.

GALLART, F., BALASCH, C., REGÜÉS, D., Soler, M., 2004. Escalas espaciales y temporales en la producción y transporte de sedimentos en una pequeña cuenca experimental de montaña mediterránea (Vallcebre, Prepirineos catalanes). In: Benito, G., Díez Herrero, D. (Eds.), “Riesgos Naturales y Antrópicos en Geomorfología” (Actas de las VIII **Reunión Nacional de Geomorfología**, Toledo, 22-25 September 2004). SEG and CSIC, pp. 139-147.

GARCIA, S. M.; RIGHES, A. A. Vertical mulching e manejo da água em semeadura direta. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 833-842, 2008.

GERGOV, G. ; T. KARAGIOZOVA. 2002. Problems in the information service in **Bulgarian Hydrology**. Pages 160-165 in Proceedings of the VIIth Conference on technology and management of water quality in Bulgaria, Sofia.

GLYMPH, L. M. Studies of sediment yields from watersheds. In: Assemblée générale de Rome, 1954, Roma. **Proceedings...** Louvain: IAHS Publ. n. 36, 1954. p. 78-191.

GLYSSON, G. D.; GRAY, J. R. Total suspended solids data for use in sediment studies. In: **Proceedings of the Federal Interagency Workshop on turbidity and other sediment surrogates**. Reno, NV, 2002.

GOBIN, A., GOVERS, G., & KIRKBY, M. (2006). Pan-European soil erosion assessment and maps. In: J. Boardman, & J. Poesen (Eds.), **Soil erosion in Europe** (pp. 661-674). Chichester, England: John Wiley & Sons Ltd

HALL, D. J. M.; MCKENZIE, D. C.; MACLEOD, D. A.; TOOLT, I. D. Amelioration of a hardsetting Alfisol through deep mouldboard ploughing, gypsum application and double cropping. II. Soil-water relations. **Soil Till. Res.**, 28:271-285, 1994.

HECKLER, J. C.; HERNANI, L. C.; PITOL, C. Palha. In: SALTON, J. C.; HERNANI, L. C.; FONTES, C. Z. (Org). Sistema plantio direto: o produtor pergunta, a EMBRAPA responde. Brasília: EMBRAPA-SPI; Dourados: **EMBRAPA-CPAO**, 1998. p. 37-49. (Coleção 500 Perguntas 500 Respostas).

HELMING, K., AUZET, A.V., FAVIS-MORTLOCK, D., 2005. Soil erosion patterns: evolution, spatio-temporal dynamics and connectivity. **Earth Surface Processes and Landforms** 30, 131-132.

HERNANI, L. C.; SALTON, J. C. Conceitos. In: SALTON, J. C.; HERNANI, L. C.; FONTES, C. Z. (Org). Sistema plantio direto: o produtor pergunta, a **EMBRAPA** responde. Brasília: EMBRAPA-SPI; Dourados: EMBRAPA-CPAO, 1998. p. 15-20. (Coleção 500 Perguntas 500 Respostas).

HESSEL, R., TENGE, A., 2008. A pragmatic approach to modelling soil and water conservation measures with a catchment scale erosion model. **Catena** 74 (2), 119-126.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Manual técnico da vegetação brasileira. 1.ed. Rio de Janeiro: **IBGE**, 1992.

HOROWITZ, A. J. **An evaluation of sediment rating curve for estimating suspended sediment concentration for subsequent flux calculation**. Hydrological Process, v. 17, p. 3387-3409,2003.

HOROWITZ, A.J., ELRICK, K.A., SMITH, J.J. 2001. Estimating suspended sediment and trace element fluxes in large river basins: methodological considerations as applied to the NASQAN programme. **Hydrological Processes**, 15(7): 1107-1132.

HOROWITZ, A.J. 1995. The use of suspended sediment and associated trace elements in **water quality studies**. IAHS Special Publication No. 4. IAHS Press, Wallingford, UK.

**INCRA**. Descrição dos recursos naturais das regiões de programação. Vol. 2, Brasília: Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária, 1994. p. 14.

KENNEDY, A.; DORAN, J. Sustainable agriculture: role of microorganisms. In: BITTON, G. (Org.) **Encyclopedia of Environmental Microbiology**. New York: John Wiley & Sons, 2002. p. 3116-3126.

KINNELL, P. L. A. Event soil loss, runoff and the universal soil loss equation family of models: A review. **Journal of Hidrology**, v. 385, p. 384-397. 2010.

KINNELL, P.L.A. Slope length factor for applying the USLE-M to erosion in grid cells. **Soil & Tillage Research**, v. 58, p. 11-17, 2001.

KLEPKER, D.; ANGHINONI, I. Crescimento radicular e aéreo do milho em vasos em função do nível de fósforo no solo e da localização do adubo fosfatado. **R. Bras. Ci. Solo**, 19:403-408, 1995.

KOULI M, SOUPIO P, VALLIANATOS F (2009) Soil erosion prediction using the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) in a GIS framework, Chania, Northwestern Crete, Greece. **Environ Geol** 57:483–497.

KUENSTLER, W. **Guidelines for use of the Revised Universal Soil Loss Equation (Rusle)** versión 1.06. on mined lands, construction sites and reclaimed lands. Chapter five: C factor: Cover-management. Office of Technology Transfer. Denver, CO, USA. 20p., 1998.

LAFLEN, J. M.; FOSTER, G. R.; ONSTAD; C. Simulation of individual storm soil losses for modeling the impact of soil erosion on cropland productivity. In: EL-SWAFY, S. A.; MOLDENHAUER, W. C. and LO, A. (Ed.). **Soil erosion and conservation**. Ankeny: SCSA, 1985. p. 285-295.

LANNA, A. E. Gestão dos Recursos Hídricos In: TUCCI, C. E. M.(Org.) **Hidrologia: ciência e aplicação**. Porto Alegre: Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul/ABRH, p. 727-768,1997.

LANZANOVA, M. E. **Sistemas de culturas em plantio direto adaptados à pequena propriedade relacionados com a erosão e atributos de um argissolo vermelho.** Tese de doutorado. UFSM, 2009. 263p.

LE BISSONNAIS, Y., BRUAND, A. and JAMAGNE. M., 1989. Laboratory experimental study of soil crusting: relation between aggregate breakdown mechanisms and crust structure. *Catena*, 16: 377-392.

LECCE, S.A., PEASE, P.P., GARES, P.A., and WANG, J.Y. 2006. Seasonal controls on sediment delivery in a small coastal plain watershed, North Carolina, USA. **Geomorphology**, 73(3-4): 246-260.

LIMA, W. P. **Princípios de hidrologia florestal para o manejo de bacias Hidrográficas.** São Paulo: Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 1986. 242p.

LINDSTROM, M. J.; VOORHEES, W. B. & RANDAL, G. W. Longterm tillage effects on interrow runoff and infiltration. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, 45:945-948, 1981.

LITTLEWOOD, I.G., MARSH, T.J. 2005. Annual freshwater river mass loads from Great Britain, 1975-1994: estimation algorithm, database and monitoring network issues. **Journal of Hydrology** (Amsterdam), 304(1-4): 221-237.

LOMBARDI NETO, F. et al. Efeito da quantidade de resíduos culturais do milho nas perdas de solo e água. **R. bras. Ci. Solo**, Campinas, v. 12, n. 1, p. 71-75, 1988.

LOPES, V. L.; SRINIVASAN, V. S. Erosão Superficial e produção de sedimentos pelas chuvas: o estado de conhecimento e perspectivas. In. SIMPÓSIO BRASILEIRO DE HIDROLOGIA E RECURSOS HÍDRICOS 4. Fortaleza, 1981. **Anais...** São Paulo, Associação Brasileira de Hidrologia e Recursos Hídricos. v. 1, p. 228-44.

LOPES, P. R. C.; COGO, N. P.; LEVIEN, R. Eficácia relativa de tipos e quantidade de resíduos culturais espalhados uniformemente sobre o solo na redução da erosão hídrica. **R. Bras. Ci. Solo**, Campinas, v. 11, p. 71-75, 1987.

LU, H., MORAN, C.J., and PROSSER, I.P. (2006). Modelling sediment delivery ratio over the Murray darling Basin. **Environmental Modelling and Software**, 21, 1297-1308

LUFABA, A.; TENYWA, M. M.; ISABIRYE, M.; MAJALIWA, M. J. G.; WOOMER, P. L. Prediction of soil erosion in a Lake Victoria basin catchment using a GIS-based Universal Soil Loss model. **Agricultural Systems**, v. 76, p. 883-894, 2003.

MAES WH , HEUVELMANS G. , MUYS B. 2009 Assessment of land use impact on water-related ecosystem services capturing the integrated terrestrial - **aquatic system** . **Environ. Sci. Technol.** 43 , 7324 - 7330 . ( doi:10.1021/es900613w )

MAETENS, W., VANMAERCKE, M., POESEN, J., JANKAUSKAS, B., JANKAUSKIENE, G., 2012. Effects of land use on annual runoff and soil loss in Europe and the Mediterranean, a metaanalysis of plot data. **Progress in Physical Geography** 1-55.

MARQUES, J. Q. A.; BERTONI, J. Sistemas de preparo do solo em relação à produção e a erosão. **Bragantia**, Campinas, v. 9, n. 20, p. 03-459, 1961.

MARX, L. N. S.; CURI, N.; FERREIRA, M. M.; LIMA, J. M.; FURTADO, D. F. Proposição de modelos para estimativa da erodibilidade de latossolos brasileiros. **Pesq. Agrop. Bras.**, v. 34, n. 12, 1999.

MEHRA, O.P.; JACKSON, M.C. Iron oxide removal from soil and clay by dithionite-citrate system buffered with sodium bicarbonate. In: NATIONAL CONFERENCE ON CLAY MINERALS, 7, **Anais**. New York, 1960.

MEYBECK, M., LAROCHE, L., DURR, H.H., and SYVITSKI, J.P.M. 2003. Global variability of daily total suspended solids and their fluxes in rivers. **Global and Planetary Change**, 39(1-2): 65-93.

MELLO, E. L. DE; BERTOL, I.; ZAPAROLLI, A. L. V.; CARRAFA, M. R. Perdas de solo e água em diferentes sistemas de manejo de um nitossolo háplico submetido à chuva simulada. **Revista Brasileira de Ciência de Solo**, Viçosa, MG, v. 27, n. 5, p. 901-909, set./out. 2003.

MENDES, A. B. **Análise sinérgica da vida útil de um complexo hidrelétrico: caso do rio Araguaia, Brasil**. Dissertação de Mestrado COPPE/UFRJ - Rio de Janeiro, 2005, 98 p.

MERTEN, G.H. et al. Considerações sobre a utilização da curva chave de sedimentos para determinação de fluxo de sedimentos. In: **Sedimentos: O desafio da multidisciplinaridade**. Porto Alegre: ABRH, 2006. p. 83- 94.

MERTEN, G. H.; MINELLA, J. P. G.; MORO; MAIER, C. Expansion of Brazilian Agricultural Territory: Changes in Land Use. **Catena**. Supplement (Giessen), v. 41, p. 13-21, 2010.

MINELLA, J. P. G.; MERTEM, G. H.; VIERO, A. C. Produção de sedimentos e seus impactos ambientais, sociais e econômicos. Estimativa da produção de sedimentos através do modelo WaTEM/SEDEM. **Trabalhos apresentados** no VIII Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos 2008. Campo Grande MS, Pag. 475-498.

MINELLA, J. P. G.; MERTEN, G. H.; WALLING, D. E.; REICHERT, J. M. (2009). Changing sediment yield as an indicator of improved soil management practices in southern Brazil. **Catena**,79, pp. 228-236.

MODEL, N. S.; ANGHINONI, I. Resposta do milho a diferentes modos de aplicação de adubos e técnicas de preparo de solo. **R. Bras. Ci. Solo**, 16:55-59, 1992.

MOLDEN, D. (ed.) (2007) **Water for Food, Water for Life: a Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture**. Earthscan, London, UK; and International Water Management Institute (IWMI), Colombo, Sri Lanka

MOLNÁR, D. K.; JULIEN, P. Y. Estimation of upland erosion using GIS. **Computers & Geosciences**, v. 24, n. 2, p. 183-192, 1998.

MOORE, I. D.; BURCH, G. J. Modeling erosion and deposition: Topographic effects. **Trans. Am. Soc. Agric. Eng.**, 29:1624-1640, 1986.

MORAIS, L. F. B.; COGO, N. P. Comprimentos críticos de rampa para diferentes manejos de resíduos culturais em sistema de semeadura direta em um Argissolo Vermelho na Depressão Central-RS. **R. Bras. Ci. Solo**, 25:1.041-1.051, 2001.

MORGAN, R.P.C., 2005. **Soil Erosion and Conservation**, 3rd Edition. Blackwell Science Ltd.,Oxford. 320 pp.

MORGAN, R. P. C., & QUINTON, J. N. (2001). Erosion Modelling. In: HARMON, R.S. & DOE III, W. W. (Eds.), **Landscape erosion and evolution modeling**. (pp. 117-143). New York, USA: Kluwer Academic/Plenum Publishers.

MUTCHLER, C. K.; MURPHREE, C. E.; McCREGOR, K. L. Subfactor method for computing C factors for continuous cotton. **Transaction of the ASAE.**, St. Joseph, 25(2):327-332. 1982.

NIMER, E. **Climatologia do Brasil**. Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro, 2ª edição, 1989. 422p.

NUNES, R. S.; SOUSA, D. M. G.; GOEDERT, W. J. & SOARES, J. R. R. Impacto dos sistemas de plantio direto e preparo convencional nas interações entre matéria orgânica e fertilidade do solo. In: simpósio nacional do cerrado, 9.; simpósio internacional de savanas tropicais, 2., Brasília, 2008. Desafios e estratégias para o equilíbrio entre sociedade, agronegócio e recursos naturais: **Anais**. Planaltina, Embrapa Cerrados, 2008

OADES, J. M.; WALTERS, A. G. Aggregate hierarchy in soil. **Australian Journal of Soil Research**, v. 29, 1991. p. 815-828.

OLIVEIRA, G.C.; DIAS JÚNIOR, M.S.; RESCK, D.V.S.; CURI, N. Compressibilidade de um Latossolo Vermelho argiloso de acordo com a tensão de água no solo, uso e manejo. **Rer. Bras. de Ciência do Solo**, Viçosa - MG, v.27, n.5, p.773-781, 2003.

OLIVEIRA, E. F. **Efeito do sistema de preparo do solo nas suas características físicas e químicas e no rendimento de trigo e soja em Latossolo Roxo**. Resultados de pesquisa obtidos de 1982 a 1988. Cascavel: Organização das Cooperativas do Estado do Paraná, 1990. 54 p, v.4.

OSTERKAMP, W.R., TOY, T.J., 1997. Geomorphic considerations for erosion prediction. **Environmental Geology** 29 (3/4), 152-157.

PAIVA, J. B ; PAIVA, E. M. C. D. de.(orgs). **Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas**. (Ed. Rev) Porto Alegre: ABRH, 2003.

PARVEEN, R. & KUMAR, C. Integrated Approach of Universal Soil Loss Equation (USLE) and Geographical Information System (GIS) for Soil Loss Risk Assessment in Upper South Koel Basin, Jharkhand. **Journal of Geographic Information System**, 2012, 4, 588-596.

PIMENTEL, D.; HARVEY, C. ; RESOSUDARMO, K. ; SINCLAIR, K; KURZ, D. ; McNAIR, M.; CRIST, S.; SHPRITZ, L; FITTON, L; SAFFOURI, R., BLAIR, R. (1995)

Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. **Science** 267:1117-1123.

PRUSKI, F. F.; BRANDÃO, V. D. S.; SILVA, D. D. D. Escoamento superficial. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, 2003. 88p.

PULIDO GÔMES, J. D. **Estimativa de erosão pela Equação Universal de Perdas de Solo (USLE), e transferência de sedimento para todo o território Brasileiro.** Dissertação (Mestrado)- ESALQ- Piracicaba-SP. 2012.

RADAM BRASIL. Ministério da Agricultura. Levantamento de reconhecimento dos solos do Estado do Rio Grande do Sul. Recife. **Embrapa**, 1971. 431 p. (boletim técnico 30).

RAMBO, S. J. B. **A fisionomia do Rio Grande do Sul:** Ensino de monografia natural. **3 ed.** Porto Alegre: Livraria Selbach, 1994.

RANIERI, S.B.L.; DOURADO-NETO, D.; SOUZA, M.P. & SPAROVEK, G. Aplicação de índice comparativo no risco de degradação de terras. **R. Bras. Ci. Solo**, 22:751-760, 1998.

REDIN. M. **Composição bioquímica e decomposição da parte aérea e raízes de culturas comerciais e de plantas de cobertura do solo.** Dissertação de mestrado Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo 2010,141 f.; il. 1980-R317c CDU: 631.41. Santa Maria, 2010.

REICHERT, J. M.; SUZUKI, L. E. A. S.; REINERT, D. J. Compactação do solo em sistemas agropecuários e florestais: identificação, efeitos, limites críticos e mitigação. In: CERETTA, C. A.; SILVA, L. S. da; REICHERT, J. M. (Ed.). Tópicos em ciência do solo **Soc Bras de Ciência do Solo**, . Viçosa: 2007. v. 5, p. 49-134.

REICHERT, J. M.; REINERT, D. J.; BRAIDA, J. A. Qualidade dos solos e sustentabilidade de sistemas agrícolas. **Revista Ciência & Ambiente**, Santa Maria, n. 27, p. 29- 48, 2003.

REICHERT, J. M.; VEIGA, M.; CABEDA, M. S. V. Selamento superficial e infiltração de água em solos do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 16, p. 289-298. 1992.

RENARD, K. G. et al. Predicting soil erosion by water: A Guide to Conservation Planning With the Revised Universal Soil Loss Equation (Rusle). **U.S. Department of Agriculture**, Ag. Handbook No.703, 404 pp, 1997.

RENFRO, G. W. **Use of erosion equations and sediment delivery ratios for predicting sediment yield, in present and prospective technology for predicting sediment yield and sources.** Washington, USDA, 1975. p. 33-45. (USDA ARSS-40)

RESENDE, A. V. de. **Agricultura e qualidade da água: contaminação da água por nitrato.** Brasília: EMBRAPA Cerrados. 2002. 29p.

RIBEIRO, K. D. et al. Propriedades físicas do solo influenciadas pela distribuição de poros, de seis classes de solos da região de Lavras-MG. **Ciência Agrotécnica**, Lavras, v. 31, n. 4, p. 1167-1175, julho/ago. 2007.

ROLOFF, G.; BERTOL, O. J. Método para estimativa da cobertura do solo e da altura do dossel de algumas culturas de verão. **Rev Bras de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 22, n. 2, p. 319-327, 1998.

ROLOFF, G. DENARDIN, J. E. Estimativa simplificada da erodibilidade do solo. In: Reunião Brasileira de Conservação de solo e água, 10. Florianópolis, 1994. **Resumos.** Florianópolis SBCS ,1994. p. 150-151.

ROMERO DÍAZ, M. A., CABEZAS, F., and LOPEZ BERMÚDEZ, F.: Erosion and fluvial sedimentation in the River Segura Basin (Spain), **Catena**, 19, 379-392, 1992.

ROMERO DÍAZ, A., CAMMERAAT, L.H., VACCA, A., KOSMAS, C., 1999. Soil erosion at three experimental sites in the Mediterranean. **Earth Surface Processes and Landforms** 24, 1243-1256.

ROST S , GERTEN D , HOFF H , LUCHT W, Falkenmark M , Rockstrom J (2009) Global potential to increase crop production through water management in rainfed agriculture . **Environ. Res. Lett.** 4 ( doi:10.1088/1748-9326/4/4/044002 )

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

SANTOS, H.P. & TOMM, G.O. Disponibilidade de nutrientes e teor de matéria orgânica em função de sistemas de cultivo e de manejo de solo. **Ci. Rural**, 33:477-486, 2003.

SCHAEFER, C. E. R.; SILVA, D. D.; PAIVA, K. W. N.; PRUSKI, F. F.; ALQUERQUE FILHO, M. R.; ALBUQUERQUE, M. A. Perdas de solo, nutrientes, matéria orgânica e efeitos microestruturais em argissolo vermelho-amarelo sob chuva simulada. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília; v. 37, n. 5, p. 669-678, mai. 2002.

SCHERER, E.E.; BALDISSERA, I.T. & NESI, C.N. Propriedades químicas de um Latossolo Vermelho sob plantio direto e adubação com esterco de suínos. **R. Bras. Ci. Solo**, 31:123-131, 2007.

SCHUMM, S.A., 1980. Some applications of the concept of geomorphic thresholds. In: Coates, D.R., Vitek, J.D. (Eds.), **Thresholds in Geomorphology**. Allen & Unwin, London, pp. 473-485.

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

SCHWABE, M. **Formação do solo do município de Ijuí e problemas decorrentes do manejo**. 1987. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Regional do Noroeste do Estado do Rio Grande do Sul – UNIJUÍ. Ijuí/RS, 1987.

SCHWERTMANN, U., 1964. **The differentiation of iron oxide in soils by a photochemical extraction with acid ammonium oxalate**. Z. Pflanzenernaehr. Dueng Bodenkund., 105: 194-201.

SILVA, R. L. & De MARIA, I. C. Erosão em sistema plantio direta: 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.

SILVA, V. C. (2004). Estimativa da Erosão Atual da Bacia do rio Paracatu (MG / GO / DF). **Pesquisa Agropecuária Tropical**. n. 34, v. 3, 147-159.

SILVEIRA, P. M.; STONE, L. F. Sistemas de preparo do solo e rotação de culturas na produtividade de milho, soja e trigo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 7, n. 2, p. 240-244, 2003.

SOUZA, C. F.; Dornelles, A. M.; ACIOLI, L. A.; MERTEN, G. H. Comparação dentre estimativas de produção de sedimentos na bacia do rio Potiribu. In: VII Encontro

Nacional de Engenharia de Sedimentos, 2006, Porto Alegre. **Anais:** VII Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos. Porto Alegre: ABRH, 2006.

SOUSA, D. M. G.; LOBATO, E. & REIN, T. A. Adubação com fósforo. In: SOUSA, D.M.G. & LOBATO, E., eds. **Cerrado:** Correção do solo e adubação. 2.ed. Planaltina, Embrapa Cerrados, 2004. p.147-168.

STIPP, N. A. F; MENDONÇA, F. A.; CAMPOS, R. A. O potencial de erosão de uma bacia hidrográfica: utilização da Equação Universal de Perda de Solos (RUSLE) como ferramenta de gestão ambiental. **Geografia** (Londrina), Londrina, v. 20, n. 2, p. 29-51, maio/ago. 2011. URL: <http://www.uel.br/revistas/uel/index.php/geografia>

STOTT, T. (2006). Impacts of constructing a rural cycle way on suspended sediment transport processes. **Catena**, 68, pp. 16-24.

STRECK, E.V. et al., Solos do Rio Grande do Sul. 2.ed. rev. e ampl. Porto Alegre: **Emater/RS**, 2008. 222p.

STRECK, C. A.; REINERT, D. J.; REICHERT, J. M.; KAISER, D. R. Modificações em propriedades físicas com a compactação do solo causada pelo tráfego induzido de um trator em plantio direto. **Ciência Rural**, v. 34, n. 3, p. 755-760, 2004.

STRÍKIS, N.M., et al., 2011: Abrupt variations in South American monsoon rainfall during the Holocene based on speleothem record from central-eastern Brazil. **Geology**, 39, 1075-1078.

SYVITSKI, J.P.M., 2003. Supply and flux of sediment along hydrological pathways: research for the 21st century. **Global and Planetary Change** 39 (1-2), 1-11.

TAVARES FILHO, et al. Método do perfil cultural para avaliação do estado físico de solos em condições tropicais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 23, p. 393-399, 1999.

TORMENA, C. A. **Caracterização e avaliação do intervalo hídrico ótimo de um Latossolo Roxo**. Piracicaba, SP, 1998. 180f. Tese (Doutorado em Solos)-Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo.

TRAMBLAY, Y., ST-HILAIRE, A., and OUARDA, T. 2008. Frequency analysis of maximum annual suspended sediment concentrations in North America. **Hydrological Sciences Journal**, 53(1): 236-252.

TUNDISI, J.G. & TUNDISI, T.M. (1992). Eutrofication of lakes and reservoirs: a comparative analysis, case studies, perspectives. In: **Algae and Environment a general approach**, eds.: Cordeiro Marino, M. et al., p. 1-33, Sociedade Brasileira de Ficologia.

VALERIANO, M. M.; ROSSETTI, D. F. Topodata: Brazilian full coverage refinement of SRTM data. **Applied Geography** (Sevenoaks), v. 32, p. 300-309, 2008.

VAN REMORTEL, R. D.; MAICHLE, R. W.; HICKEY, R. J. Computing the LS factor for the revised universal soil loss equation through array-based slope processing of digital elevation data using a C++ executable. **Comput. Geosci.**, 30, 1043–1053, 2004.

VAN ROMPAEY, A., KRASA, J., and Dostal, T.: Modelling the impact of land cover changes in the Czech Republic on sediment delivery, **Land Use Policy**, 24, 576-583, 2007.

VANONI, V. A. **Sedimentation engineering**. New York: ASCE, 1975. 745p. (Manuals & Reports on Engineering Practice, n.54).

VEIGA, M.; HORN, R. ; REINERT, D. J.; REICHERT, J. M. Soil compressibility and penetrability of an Oxisol from southern Brazil, as affected by long-term tillage systems. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 92, p. 104-113, 2006.

VERSTRAETEN, G., PROSSER, I. P., and Fogarty, P.: Predicting the spatial patterns of hillslope sediment delivery to river channels in the Murrumbidgee catchment, Australia, **J. Hydrol.**, 334, 440-454, 2007.

VIEIRA, M. L. & KLEIN, V. A. Propriedades físico-hídricas de um Latossolo Vermelho submetido a diferentes sistemas de manejo. **R. Bras. Ci. Solo**, 31:1271-1280, 2007.

XAVIER, F. V.; CUNHA, K. L.; SILVEIRA, A. Análise do risco à erosão em contribuição aos processos de conservação do solo na bacia hidrográfica do rio quilombo, chapada dos Guimarães. **Anais...** XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Mato Grosso - MT, 2007.

WALLING, D. E. The changing sediment loads of the world's rivers. *Annals of Warsaw University of Life Sciences-SGGW. Land Reclamation* No 39, 2008, 3-20.

WALLING, D. E. (1999). **Linking land use, erosion and sediment yield in river basins.** *Hydrobiologia*, 410, pp. 223-240.

WALLING, D. E. The sediment delivery problem. **Journal of Hydrology, Amsterdam**, v. 65, p. 209-237, 1983.

WELTZ, M. A., RENARD, K. G.; SIMANTON, J. R. **Revised universal soil loss equation for western rangelands.** p. 104-111. In: Symp. Strategies for Classification and Management of Native Vegetation for Food Production in Arid Zones. USDA-GTR, RM-150. Tucson, Ariz. 1987.

WILKINSON BH, McELROY BJ (2007) The impact of humans on continental erosion and sedimentation. **Geol Soc Am Bull** 119:140-156

WISCHMEIER & SMITH. **Predicting Rainfall Erosion Losses:** A Guide to Conservation Planning. USDA agriculture Handbook 537, 1978.

WISCHMEIER, W.H. 1975. Estimating the soil loss equation's cover and management factor for undisturbed areas. In: Present and Prospective Lane, L.J., D.A. Woolhiser, and V. Yevjevich. 1975. Influence of simplifi- Technology for Predicting Sediment Yields and Sources. USDA-Sci. cation in watershed geometry in simulation of surface runoff. **Hydrology**

WISCHMEIER, W.H. 1971. JOHNSON, C.B. & CROSS, B.V. (1971) A soil erodibility nomograph for farmland and construction sites. **J. soil Wat. Conserv.** 26. 189-193.

WISCHMEIER, W.H. 1962. Storms and soil conservation. **J. Soil and Water Conservation.** 17:55-59.

## **ANEXOS**

---

---

**Anexo 1: Calculo do fator C para o cenário I - Soja/aveia/milho**

Determinação do fator C		
<b>C=RPS*FEI</b>	<b>RPSi=Cdi*Csi*Uai*Rsi</b>	<b>FEI</b>
0,000089	0,000991101	0,089483762
0,000034	0,000656189	0,051256703
0,003955	0,062320293	0,063459536
0,004899	0,05669861	0,08639616
0,000979	0,013531327	0,072361193
0,000202	0,00253748	0,079726939
0,000039	0,000481025	0,080430077
0,000788	0,012054044	0,065338708
0,000322	0,004691317	0,068574387
0,000184	0,001140611	0,161566138
0,000049	0,000517568	0,095068539
0,000019	0,000217743	0,086337859

Efeito da cobertura viva						
<b>Cobertura pelo Dossel</b>	<b>% da superfície coberta</b>	<b>Alt.Méd.Qu ed.</b>	<b>Biomassa aérea</b>	<b>Biomassa aérea total</b>	<b>Potencial produtivo</b>	<b>Prop. de MS no período d (Kg/ha<sup>-1</sup>)</b>
<b>CD=1-0.01*Cd*EXP(-0.3*H)</b>	<b>Cd=(1-EXP(-ε*Bmd))*δ</b>	<b>Gota (H) m</b>	<b>Bmd=Bmx*Bpd</b>	<b>Bmx=Rend./ic</b>	<b>Grãos Kg ha<sup>-1</sup></b>	<b>Bpd</b>
0,169969884	95	0,45	3515625	1875	1800	1875
0,213655679	90	0,45	5062500	2250	3000	2250
0,842674428	20	0,8	90000	300	50	300
0,811647093	20	0,2	1000000	1000	100	1000
0,645231825	40	0,4	2250000	1500	200	1500
0,483575214	60	0,5	4000000	2000	500	2000
0,351532603	80	0,7	6250000	2500	1000	2500
0,808800504	20	0,15	640000	800	500	800
0,645231825	40	0,4	5760000	2400	1500	2400
0,351532603	80	0,7	16000000	4000	4000	4000
0,370304512	85	1	36000000	6000	6000	6000
0,372091307	90	1,2	51840000	7200	8000	7200

Efeito da cobertura por resíduos					
Cobertura do solo	Coef. tabelado		% da superfície coberta	Dec. dos resíduos (t. ha <sup>-1</sup> )	Temp./Umidade
$CS=EXP(-b*Cr*(0.6/Rs))^{0.08}$	Rs	b	$Cr=(1-EXP(-\alpha*Mr))*100$	$Mri=Mri-1EXP(-a*D)$	a=p[mínimo de (W,F)]
0,156173	1	0,035	55,264	1,547	0,010
0,184365	1	0,035	50,325	1,346	0,012
0,147264	1	0,035	57,012	1,689	0,004
0,114547	1	0,035	64,490	1,090	0,003
0,115803	1	0,035	64,166	1,080	0,003
0,117040	1	0,035	63,849	1,071	0,004
0,118202	1	0,035	63,555	1,062	0,004
0,047396	1	0,035	90,754	2,381	0,008
0,055547	1	0,035	86,032	1,968	0,008
0,064131	1	0,035	81,755	1,701	0,008
0,072365	1	0,035	78,159	1,521	0,008
0,079428	1	0,035	75,387	1,402	0,007

Efeito da cobertura por resíduos					
ppt acum.	Umidade	Coef.tabelado		Temperatura	
R	W=R/Ro	$\alpha$	p	Ta	$F=(2*((Ta+7.8)^{2*(To+7.8)^2(Ta+7.8)^4}))/((T0+7.8)^4)$
245,800	1,862	0,520	0,025	26,440	0,385
368,000	2,788	0,520	0,025	21,390	0,497
111,500	0,845	0,500	0,008	16,295	0,464
224,950	1,704	0,950	0,008	13,671	0,413
448,350	3,397	0,950	0,008	14,771	0,436
492,050	3,728	0,950	0,008	17,078	0,476
690,250	5,229	0,950	0,008	19,827	0,499
223,400	1,692	1,000	0,016	17,078	0,476
267,100	2,023	1,000	0,016	19,827	0,499
465,300	3,525	1,000	0,016	22,362	0,489
550,600	4,171	1,000	0,016	23,273	0,476
586,000	4,439	1,000	0,016	24,956	0,437

Efeito do uso anterior			
$UA = -0.951 * Cf * \exp[-(-4.52 * Era) + ((0.95 * (Ere / Cf^{0.5}))]$	Era Mg ha <sup>-1</sup>	Ere T. ha <sup>-1</sup>	$Cf = \text{EXP}(-0.115 * Ap)$
0,041	0,600	0,030	0,631
0,017	0,800	0,050	0,631
0,508	0,050	0,050	0,631
0,675	0,027	0,200	0,631
0,185	0,300	0,150	0,631
0,045	0,600	0,100	0,631
0,012	0,900	0,100	0,631
0,348	0,200	0,300	0,631
0,133	0,400	0,250	0,631
0,051	0,600	0,200	0,631
0,019	0,800	0,150	0,631
0,007	1,000	0,100	0,631

Era=Raízes de 0-10cm; Ere=Resíduos enterrados 0-10. REDIN (2010); Ap=4 anos

Rugosidade da superfície			
Rugosidade da Superfície $RS = \text{EXP}(-0.26 * (Ru - 0.61))$	Precipitação ppt acumulada (10 anos)	Rugosidade aleatória no período $Ru = 0.61 + Dr * (Rui - 0.61)$	Decréscimo da rugosidade $Dr = \text{EXP}(-0.0055 * Pt)$
0,904	107,742	1,000	0,553
0,972	231,542	0,719	0,280
0,988	151,900	0,657	0,434
0,904	135,133	1,000	0,476
0,978	279,108	0,694	0,215
0,998	423,963	0,618	0,097
1,000	550,358	0,610	0,048
0,904	130,179	1,000	0,489
0,986	359,483	0,664	0,138
0,999	521,250	0,613	0,057
1,000	672,988	0,610	0,025
1,000	828,258	0,610	0,011

Pt=Precipitação acumulada; Rui=Rugosidade anterior

**Anexo 2:** Calculo do fator C para o cenário II - Soja/pastagem/soja

Determinação do fator C		
<b>C=RPS*FEI</b>	<b>RPSi=Cdi*Csi*Uai*Rsi</b>	<b>FEI</b>
0.014093803	0.157501235	0.089483762
0.003964362	0.077343297	0.051256703
0.001868654	0.029446385	0.063459536
0.0009641	0.011159065	0.08639616
0.000328823	0.004544186	0.072361193
0.006003493	0.07530068	0.079726939
0.005456563	0.067842319	0.080430077
0.004560095	0.069791634	0.065338708
0.004976002	0.072563568	0.068574387
0.011503188	0.07119801	0.161566138
0.006008524	0.063202022	0.095068539
0.005132216	0.059443398	0.086337859

Efeito da cobertura viva						
Cobertura pelo Dossel	% da superfície coberta	Alt.Méd. Qued.	Biomassa aérea	Biomassa aérea total	Potencial produtivo	Prop. de MS no período d (Kg ha <sup>-1</sup> )
<b>CD=1-0.01*Cd*EXP(-0.3*H)</b>	<b>Cd=(1-EXP(-ε*Bmd))*δ</b>	Gota (H) m	<b>Bmd=Bmx*Bpd</b>	<b>Bmx=Rend/ic</b>	<b>Grãos Kg ha<sup>-1</sup></b>	<b>Bpd</b>
0,990780767	0,95	0,1	156250	625	200	250
0,991053237	0,95	0,2	1171875	1562,5	500	750
0,991317654	0,95	0,3	4687500	3750	1200	1250
0,991699699	0,95	0,45	10546875	5625	1800	1875
0,99229945	0,95	0,7	21093750	9375	3000	2250
0,991564719	0,87	0,103	150000	300	60	500
0,991806649	0,87	0,2	400000	500	100	800
0,992048799	0,87	0,3	750000	750	150	1000
0,992048799	0,87	0,3	1375000	1250	250	1100
0,991806649	0,87	0,2	750000	750	150	1000
0,991682822	0,87	0,15	400000	500	100	800
0,991682822	0,87	0,15	150000	300	60	500

Efeito da cobertura por resíduos						
Cobertura do solo	Coef. tabelado		% da superfície coberta	Dec. dos resíduos (t. ha-1)	Temp./Umidade	
$CS=EXP(-b*Cr*(0.6/Rs)0.08$	Rs	b	$Cr=(1-EXP(-\alpha*Mr))*100$	$Mri=Mri-1EXP(-a*D)$	a=p[mínimo de (W,F)	
0,30018	1	0,035	35,81614	0,85273	0,01123	
0,28659	1	0,035	37,19559	0,89451	0,01190	
0,27789	1	0,035	38,11320	0,92281	0,01092	
0,27233	1	0,035	38,71419	0,94158	0,00962	
0,26721	1	0,035	39,27903	0,95939	0,01243	
0,15948	1	0,035	54,63953	1,58106	0,00831	
0,17793	1	0,035	51,38275	1,44238	0,00745	
0,19228	1	0,035	49,07369	1,34958	0,00668	
0,20749	1	0,035	46,80710	1,26249	0,00839	
0,21756	1	0,035	45,39745	1,21018	0,00668	
0,22692	1	0,035	44,14408	1,16479	0,00745	
0,23536	1	0,035	43,05698	1,12624	0,00831	

Efeito da cobertura por resíduos						
ppt acum.	Umidade	Coef.tabelado			Temperatura	
R	$W=R/Ro$	$\alpha$	p	Ta	$F=(2*((Ta+7.8)^2*(To+7.8)^2 (Ta+7.8)^4))/(T0+7.8)^4$	
59,3	0,449242424	0,52	0,025	22,36	0,488975632	
112,4	0,851515152	0,52	0,025	23,27	0,476054736	
164,9	1,249242424	0,52	0,025	24,96	0,436973829	
245,8	1,862121212	0,52	0,025	26,44	0,384686035	
368	2,787878788	0,52	0,025	21,39	0,497127086	
224,95	1,704166667	0,5	0,017	18,15	0,488800928	
448,35	3,396590909	0,5	0,017	14,87	0,438492633	
492,05	3,727651515	0,5	0,017	12,82	0,392840413	
690,25	5,229166667	0,5	0,017	18,69	0,493503075	
492,05	3,727651515	0,5	0,017	12,82	0,392840413	
448,35	3,396590909	0,5	0,017	14,87	0,438492633	
224,95	1,704166667	0,5	0,017	18,15	0,488800928	

Efeito do uso anterior			
$UA = -0.951 * Cf * \exp[-(-4.52 * Era) + ((0.95 * (Ere / Cf^{0.5})))]$	Era t. ha <sup>-1</sup>	Ere t. ha <sup>-1</sup>	$Cf = \text{EXP}(-0.115 * Ap)$
0,586	0,045	0,150	0,631
0,277	0,200	0,110	0,631
0,107	0,400	0,070	0,631
0,041	0,600	0,030	0,631
0,017	0,800	0,050	0,631
0,527	0,050	0,080	0,631
0,393	0,113	0,070	0,631
0,367	0,125	0,060	0,631
0,353	0,131	0,050	0,631
0,330	0,143	0,040	0,631
0,281	0,176	0,030	0,631
0,255	0,195	0,020	0,631

Era=Raízes de 0-10cm; Ere=Resíduos enterrados 0-10. REDIN (2010) Ap=4 anos

Rugosidade da superfície			
Rugosidade da Superfície $RS = \text{EXP}(-0.26 * (Ru - 0.61))$	Precipitação ppt acumulada (10 anos)	Rugosidade aleatória no período $Ru = 0.61 + Dr * (Rui - 0.61)$	Decréscimo da rugosidade $Dr = \text{EXP}(-0.0055 * Pt)$
0,904	161,767	1,000	0,411
0,982	313,504	0,680	0,178
0,999	468,775	0,615	0,076
1,000	576,517	0,610	0,042
1,000	700,317	0,610	0,021
0,904	151,900	1,000	0,434
0,979	287,033	0,690	0,206
0,998	431,008	0,618	0,093
1,000	575,863	0,610	0,042
1,000	702,258	0,610	0,021
1,000	832,438	0,610	0,010
1,000	1061,742	0,610	0,003

Pt=Precipitação acumulada; Rui=Rugosidade anterior

**Anexo 3:** Calculo do fator C para o cenário III - Soja/pousio/trigo

Determinação do fator C		
<b>C=RPS*FEI</b>	<b>RPSi=Cdi*Csi*Uai*Rsi</b>	<b>FEI</b>
0.00621894	0.069497972	0.089483762
0.001741854	0.033982948	0.051256703
0.000735213	0.011585541	0.063459536
0.00027178	0.003145737	0.08639616
7.48323E-05	0.00103415	0.072361193
0.00516644	0.064801686	0.079726939
0.003966002	0.049309942	0.080430077
0.007175441	0.109819145	0.065338708
0.00180091	0.026262133	0.068574387
0.000813007	0.005032039	0.161566138
9.15941E-05	0.000963453	0.095068539
1.64305E-05	0.000190305	0.086337859

Efeito da cobertura viva						
<b>Cobertura pelo Dossel CD=1-0.01*Cd*EXP(- 0.3*H)</b>	<b>% da superfície coberta Cd=(1-EXP(- ε*Bmd)*δ</b>	<b>Alt.Méd. Qued. Gota (H) m</b>	<b>Biomassa aérea Bmd=Bmx*Bp d</b>	<b>Biomassa aérea total Bmx=Rend/ic</b>	<b>Potencial produtivo Grãos Kg ha<sup>-1</sup></b>	<b>Prop. de MS no período d (Kg/ha<sup>-1</sup>) Bpd</b>
0,90237	10	0,1	62500	250	200	250
0,71747	30	0,25	562500	750	500	750
0,55654	50	0,35	1562500	1250	1200	1250
0,36408	75	0,55	3515625	1875	1800	1875
0,27047	90	0,7	5062500	2250	2000	2250
0,80474	20	0,2	90000	300	60	300
0,73232	28	0,1	490000	700	200	700
0,80298	20	0,1	640000	800	100	800
0,63987	40	0,15	1000000	1000	200	1000
0,49126	60	0,3	2250000	1500	500	1500
0,36119	80	0,4	3240000	1800	1000	1800
0,27479	95	0,6	4000000	2000	1500	2000

Efeito da cobertura por resíduos					
Cobertura do solo	Coef. tabelado		% da superfície coberta	Dec. dos resíduos (t. ha-1)	Temp./Umidade
$CS=EXP(-b*Cr*(0.6/Rs)^{0.08})$	Rs	b	$Cr=(1-EXP(-\alpha*Mr))*100$	$Mri=Mri-1EXP(-a*D)$	$a=p[\text{minimo de (W,F)}]$
0,14543	1	0,035	57,3846	1,6403	0,0112
0,17393	1	0,035	52,0581	1,4138	0,0119
0,19475	1	0,035	48,6945	1,2834	0,0109
0,20911	1	0,035	46,5763	1,2056	0,0096
0,22310	1	0,035	44,6489	1,1375	0,0124
0,15838	1	0,035	54,8457	1,5902	0,0079
0,17567	1	0,035	51,7623	1,4581	0,0069
0,22426	1	0,035	44,4944	1,0902	0,0033
0,22638	1	0,035	44,2144	1,0808	0,0035
0,22847	1	0,035	43,9416	1,0718	0,0038
0,23042	1	0,035	43,6879	1,0634	0,0040
0,23213	1	0,035	43,4679	1,0562	0,0039

Efeito da cobertura por resíduos					
ppt acum.	Umidade	Coef. tabelado		Temperatura	
R	$W=R/Ro$	$\alpha$	p	Ta	$F=(2*((Ta+7.8)^2*(To+7.8)^2*(Ta+7.8)^4))/(T0+7.8)^4$
59,3	0,449242424	0,52	0,025	22,36	0,488975632
112,4	0,851515152	0,52	0,025	23,27	0,476054736
164,9	1,249242424	0,52	0,025	24,96	0,436973829
245,8	1,862121212	0,52	0,025	26,44	0,384686035
368	2,787878788	0,52	0,025	21,39	0,497127086
111,5	0,84469697	0,5	0,017	16,29	0,464364311
293,1	2,220454545	0,5	0,017	13,37	0,405913976
224,95	1,704166667	0,54	0,008	13,67	0,412662706
448,35	3,396590909	0,54	0,008	14,77	0,436356485
492,05	3,727651515	0,54	0,008	17,07	0,476120002
690,25	5,229166667	0,54	0,008	19,82	0,499341367
775,95	5,878409091	0,54	0,008	22,36	0,488956775

Efeito do uso anterior			
$UA = -0.951 * Cf * \exp[-(-4.52 * Era) + ((0.95 * (Ere / Cf^{0.5}))]$	Era t. ha <sup>-1</sup>	Ere t. ha <sup>-1</sup>	$Cf = \text{EXP}(-0.115 * Ap)$
0,586	0,045	0,150	0,631
0,277	0,200	0,110	0,631
0,107	0,400	0,070	0,631
0,041	0,600	0,030	0,631
0,017	0,800	0,050	0,631
0,508	0,050	0,050	0,631
0,383	0,113	0,050	0,631
0,675	0,027	0,200	0,631
0,185	0,300	0,150	0,631
0,045	0,600	0,100	0,631
0,012	0,900	0,100	0,631
0,003	1,200	0,100	0,631

Era=Raízes de 0-10cm; Ere=Resíduos enterrados 0-10. REDIN (2010). Ap=4 anos

Rugosidade da superfície			
Rugosidade da Superfície $RS = \text{EXP}(-0.26 * (Ru - 0.61))$	Precipitação ppt acumulada (10 anos)	Rugosidade aleatória no período $Ru = 0.61 + Dr * (Rui - 0.61)$	Decréscimo da rugosidade $Dr = \text{EXP}(-0.0055 * Pt)$
0,904	161,767	1,000	0,411
0,982	313,504	0,680	0,178
0,999	468,775	0,615	0,076
1,000	576,517	0,610	0,042
1,000	700,317	0,610	0,021
1,000	151,900	0,610	0,434
1,000	287,300	0,610	0,206
0,904	143,975	1,000	0,453
0,980	288,829	0,690	0,204
0,998	415,225	0,618	0,102
1,000	545,404	0,610	0,050
1,000	774,708	0,610	0,014

\*Pt=Precipitação acumulada \*Rui=Rugosidade anterior

**Anexo 4:** Calculo do fator C para o cenário IV - Soja/pousio/aveia

Determinação do fator C		
<b>C=RPS*FEI</b>	<b>RPSi=Cdi*Csi*Uai*Rsi</b>	<b>FEI</b>
0,004354	0,048655	0,089484
0,001363	0,026596	0,051257
0,000619	0,009758	0,063460
0,000240	0,002775	0,086396
0,000069	0,000951	0,072361
0,005166	0,064802	0,079727
0,003966	0,049310	0,080430
0,003664	0,056073	0,065339
0,000921	0,013425	0,068574
0,000416	0,002576	0,161566
0,000047	0,000494	0,095069
0,000008	0,000098	0,086338

Efeito da cobertura viva						
Cobertura pelo Dossel	% da superfície coberta	Alt.Méd. Qued.	Biomassa aérea	Biomassa aérea total	Pot.produtivo	Prop. de MS no período d (Kg/ha <sup>-1</sup> )
<b>CD=1-0.01*Cd*EXP(-0.3*H)</b>	<b>Cd=(1-EXP(-ε*Bmd))*δ</b>	<b>Gota (H) m</b>	<b>Bmd=Bmx*Bpd</b>	<b>Bmx=Rend./ic</b>	<b>Grãos Kg ha<sup>-1</sup></b>	<b>Bpd</b>
0,9024	10	0,08	62500	250	200	250
0,7175	30	0,2	562500	750	500	750
0,5565	50	0,4	1562500	1250	1200	1250
0,3641	75	0,55	3515625	1875	1800	1875
0,2705	90	0,7	5062500	2250	3000	2250
0,8047	20	0,08	90000	300	60	300
0,7323	28	0,15	490000	700	200	700
0,803	20	0,05	1000000	1000	100	1000
0,6399	40	0,35	2250000	1500	200	1500
0,4913	60	0,55	4000000	2000	500	2000
0,3612	80	0,75	6250000	2500	1000	2500
0,2748	95	0,9	9000000	3000	1500	3000

Efeito da cobertura por resíduos						
Cobertura do solo	Coef. tabelado		% da superfície coberta	Dec. dos resíduos (t. ha-1)	Temp./Umidade	
$CS=EXP(-b*Cr*(0.6/Rs)^{0.08})$	$R_s$	$b$	$Cr=(1-EXP(-\alpha*Mr))*100$	$Mri=Mri-1EXP(-a*D)$	$a=p[\text{minimo de (W,F)}]$	
0.102	1	0.035	68.00	2.191	0.011	
0.136	1	0.035	59.35	1.731	0.012	
0.164	1	0.035	53.80	1.485	0.011	
0.184	1	0.035	50.31	1.345	0.01	
0.205	1	0.035	47.15	1.226	0.012	
0.158	1	0.035	54.85	1.59	0.008	
0.176	1	0.035	51.76	1.458	0.007	
0.115	1	0.035	64.50	1.09	0.003	
0.116	1	0.035	64.19	1.081	0.003	
0.117	1	0.035	63.88	1.072	0.004	
0.118	1	0.035	63.59	1.063	0.004	
0.119	1	0.035	63.34	1.056	0.004	

Efeito da cobertura por resíduos					
ppt acum.	Umidade	Coef.tabelado		Temperatura	
$R$	$W=R/R_o$	$\alpha$	$p$	$T_a$	$F=(2*((T_a+7.8)^2*(T_o+7.8)^2(T_a+7.8)^4))/(T_o+7.8)^4$
59,3	0,449	0,52	0,025	22,36	0,489
112,4	0,852	0,52	0,025	23,27	0,476
164,9	1,249	0,52	0,025	24,96	0,437
245,8	1,862	0,52	0,025	26,44	0,385
368	2,788	0,52	0,025	21,39	0,497
111,5	0,845	0,5	0,017	16,3	0,464
293,1	2,22	0,5	0,017	13,38	0,406
225	1,704	0,95	0,008	13,67	0,413
448,4	3,397	0,95	0,008	14,77	0,436
492,1	3,728	0,95	0,008	17,08	0,476
690,3	5,229	0,95	0,008	19,83	0,499
776	5,878	0,95	0,008	22,36	0,489

Efeito do uso anterior			
$UA = -0.951 * Cf * \exp[-(-4.52 * Era) + ((0.95 * (Ere / Cf^{0.5}))]$	Era t. ha <sup>-1</sup>	Ere t. ha <sup>-1</sup>	$Cf = \text{EXP}(-0.115 * Ap)$
0,586	0,045	0,150	0,631
0,277	0,200	0,110	0,631
0,107	0,400	0,070	0,631
0,041	0,600	0,030	0,631
0,017	0,800	0,050	0,631
0,508	0,050	0,050	0,631
0,383	0,113	0,050	0,631
0,675	0,027	0,200	0,631
0,185	0,300	0,150	0,631
0,045	0,600	0,100	0,631
0,012	0,900	0,100	0,631
0,003	1,200	0,100	0,631

Era=Raízes de 0-10cm; Ere=Resíduos enterrados 0-10. REDIN (2010); Ap=4 anos

Rugosidade da superfície			
Rugosidade da Superfície $RS = \text{EXP}(-0.26 * (Ru - 0.61))$	Precipitação ppt acumulada (10 anos)	Rugosidade aleatória no período $Ru = 0.61 + Dr * (Rui - 0.61)$	Decréscimo da rugosidade $Dr = \text{EXP}(-0.0055 * Pt)$
0,904	161,770	1,000	0,411
0,982	313,500	0,680	0,178
0,999	468,780	0,615	0,076
1,000	576,520	0,610	0,042
1,000	700,320	0,610	0,021
1,000	151,900	0,610	0,434
1,000	287,300	0,610	0,206
0,904	143,980	1,000	0,453
0,980	288,830	0,690	0,204
0,998	415,230	0,618	0,102
1,000	545,400	0,610	0,050
1,000	774,710	0,610	0,014

\*Pt=Precipitação acumulada \*Rui=Rugosidade anterior

**Anexo 5:** Calculo do fator C para o cenário V - Soja/solo exposto/soja

Determinação do fator C		
<b>C=RPS*FEI</b>	<b>RPSi=Cdi*Csi*Uai*Rsi</b>	<b>FEI</b>
0.006836	0.069542952	0.098301974
0.001758	0.033982948	0.051719177
0.000820	0.011585541	0.070773027
0.000267	0.003145737	0.085014852
0.000079	0.00103415	0.076145855
0.004953	0.067932687	0.072915579
0.008151	0.108525832	0.075107512
0.008807	0.137635977	0.063987045
0.009660	0.165326032	0.058430973
0.027155	0.170553782	0.159214283
0.017647	0.184163886	0.095821602
0.016606	0.17939266	0.092568121

Efeito da cobertura viva						
% da superfície coberta		Biomassa aérea total		Potencial produtivo	Prop. de MS período d (Kg/ha <sup>-1</sup> ))	
Cobertura pelo Dossel	Alt.Méd.Qued. Biomassa aérea	Biomassa aérea		Grãos Kg ha <sup>-1</sup>	Bpd	
<b>CD=1-0.01*Cd*EXP(-0.3*H)</b>	<b>Cd=(1-EXP(-ε*Bmd))*δ</b>	<b>Gota (H) m</b>	<b>Bmd=Bmx*Bpd</b>	<b>Bmx=Rend/ic</b>	<b>Bpd</b>	
0,902955447	10	0,10	62500	250	200	250
0,71747064	30	0,20	562500	750	500	750
0,556539782	50	0,40	1562500	1250	1200	1250
0,364079722	75	0,55	3515625	1875	1800	1875
0,270474179	90	0,70	5062500	2250	3000	2250
0,162654851	85	0,05	40000	200	60	200
0,316600003	70	0,08	90000	300	100	300
0,41773268	60	0,10	90000	300	100	300
0,517679853	50	0,12	102400	320	150	320
0,565911868	45	0,12	122500	350	160	350
0,710607912	30	0,12	102400	320	150	320
0,755928573	25	0,08	90000	300	150	300

Efeito da cobertura por resíduos					
Cobertura do solo	Coef. tabelado		% da superfície coberta	Dec. dos resíduos (t. ha-1)	Temp./Umidade
$CS=EXP(-b*Cr*(0.6/Rs)0.08$	$R_s$	$b$	$Cr=(1-EXP(-\alpha*Mr))*100$	$Mri=Mri-1EXP(-a*D)$	$a=p[\text{minimo de (W,F)}$
0,14543	1	0,035	57,38461	1,64030	0,01123
0,17393	1	0,035	52,05812	1,41381	0,01190
0,19475	1	0,035	48,69453	1,28341	0,01092
0,20911	1	0,035	46,57633	1,20561	0,00962
0,22310	1	0,035	44,64894	1,13745	0,01243
0,90914	1	0,035	2,83511	1,69181	0,00371
0,91322	1	0,035	2,70190	1,61122	0,00325
0,91682	1	0,035	2,58462	1,54036	0,00330
0,92014	1	0,035	2,47731	1,47559	0,00349
0,92325	1	0,035	2,37661	1,41489	0,00381
0,92606	1	0,035	2,28631	1,36050	0,00399
0,92846	1	0,035	2,20930	1,31416	0,00398

Efeito da cobertura por resíduos					
ppt acum.	Umidade	Coef.tabelado		Temperatura	
$R$	$W=R/R_o$	$\alpha$	$p$	$T_a$	$F=(2*((T_a+7.8)^{2*(T_o+7.8)^2(T_a+7.8)^4})/(T_o+7.8)^4$
59,300	0,449	0,520	0,025	22,360	0,489
112,400	0,852	0,520	0,025	23,270	0,476
164,900	1,249	0,520	0,025	24,960	0,437
245,800	1,862	0,520	0,025	26,440	0,385
368,000	2,788	0,520	0,025	21,390	0,497
111,500	0,845	0,017	0,008	16,295	0,464
293,100	2,220	0,017	0,008	13,377	0,406
224,950	1,704	0,017	0,008	13,671	0,413
448,350	3,397	0,017	0,008	14,771	0,436
492,050	3,728	0,017	0,008	17,078	0,476
690,250	5,229	0,017	0,008	19,827	0,499
775,950	5,878	0,017	0,008	19,362	0,498

Efeito do uso anterior				
$UA = -0.951 * Cf * \exp[-(-4.52 * Era) + ((0.95 * (Ere / Cf^{0.5}))]$	Era t. ha <sup>-1</sup>	Ere t. ha <sup>-1</sup>	Cf=EXP(-0.115*Ap)	
0,586	0,045	0,150	0,631	
0,277	0,200	0,110	0,631	
0,107	0,400	0,070	0,631	
0,041	0,600	0,030	0,631	
0,017	0,800	0,050	0,631	
0,508	0,050	0,050	0,631	
0,383	0,113	0,050	0,631	
0,360	0,125	0,045	0,631	
0,347	0,131	0,037	0,631	
0,326	0,143	0,031	0,631	
0,280	0,176	0,027	0,631	
0,256	0,195	0,023	0,631	

Era=Raízes de 0-10cm; Ere=Resíduos enterrados 0-10. REDIN (2010); Ap=4 anos

Rugosidade da superfície			
Rugosidade da Superfície $RS = \text{EXP}(-0.26 * (Ru - 0.61))$	Precipitação ppt acumulada (10 anos)	Rugosidade aleatória no período $Ru = 0.61 + Dr * (Rui - 0.61)$	Decréscimo da rugosidade $Dr = \text{EXP}(-0.0055 * Pt)$
0,904	161,767	1,000	0,411
0,982	313,504	0,680	0,178
0,999	468,775	0,615	0,076
1,000	576,517	0,610	0,042
1,000	700,317	0,610	0,021
0,904	151,900	1,000	0,434
0,979	287,033	0,690	0,206
0,998	431,008	0,618	0,093
1,000	575,863	0,610	0,042
1,000	702,258	0,610	0,021
1,000	832,438	0,610	0,010
1,000	1061,742	0,610	0,003

Pt=Precipitação acumulada; Rui=Rugosidade anterior

**Anexo 6:** Calculo do fator C para o cenário VI - Soja/solo exposto/milho

Determinação do fator C		
<b>C=RPS*FEI</b>	<b>RPSi=Cdi*Csi*Uai*Rsi</b>	<b>FEI</b>
0,006836	0,069542952	0,098301974
0,001758	0,033982948	0,051719177
0,000820	0,011585541	0,070773027
0,000267	0,003145737	0,085014852
0,000079	0,00103415	0,076145855
0,004953	0,067932687	0,072915579
0,008151	0,108525832	0,075107512
0,008807	0,137635977	0,063987045
0,009660	0,165326032	0,058430973
0,013202	0,082922012	0,159214283
0,006640	0,06929981	0,095821602
0,004314	0,046604315	0,092568121

Efeito da cobertura viva						
<b>Cobertura pelo Dossel</b>	<b>% da superfície coberta</b>	<b>Alt.Méd.Qued.</b>	<b>Biomassa aérea</b>	<b>Biomassa aérea total</b>	<b>Potencial. produtivo</b>	<b>Prop. de MS no período d (Kgha<sup>-1</sup>)</b>
<b>CD=1-0.01*Cd*EXP(-0.3*H)</b>	<b>Cd=(1-EXP(-ε*Bmd))*δ</b>	<b>Gota (H) m</b>	<b>Bmd=Bmx*Bpd</b>	<b>Bmx=Rend/ic</b>	<b>Grãos Kg ha<sup>-1</sup></b>	<b>Bpd</b>
0,90296	10	0,1	62500	250	200	250
0,71747	30	0,2	562500	750	500	750
0,55654	50	0,4	1562500	1250	1200	1250
0,36408	75	0,55	3515625	1875	1800	1875
0,27047	90	0,7	5062500	2250	3000	2250
0,16265	85	0,05	40000	200	60	200
0,31660	70	0,08	90000	300	100	300
0,41773	60	0,1	90000	300	100	300
0,51768	50	0,12	102400	320	150	320
0,56330	45	0,1	40000	200	200	200
0,71747	30	0,2	90000	300	300	300
0,77827	25	0,4	160000	400	400	400

Efeito da cobertura por resíduos						
Cobertura da Superfície	Coef.tabelado		% da superfície Coberta	Dec. dos resíduos (t./ha)	Temp./Umidade	
$CS=EXP(-b*Cr*(0.6/Rs)^{0.08})$	Rs	b	$Cr=(1-EXP(-\alpha*Mr))*100$	$Mri=Mr_{i-1}^{EXP(-a*D)}$	a=p[mínimo de (W,F)]	
0,14543	1	0,035	57,3846	1,6403	0,0112	
0,17393	1	0,035	52,0581	1,4138	0,0119	
0,19475	1	0,035	48,6945	1,2834	0,0109	
0,20911	1	0,035	46,5763	1,2056	0,0096	
0,22310	1	0,035	44,6489	1,1375	0,0124	
0,90914	1	0,035	2,8351	1,6918	0,0037	
0,91322	1	0,035	2,7019	1,6112	0,0032	
0,91682	1	0,035	2,5846	1,5404	0,0033	
0,92014	1	0,035	2,4773	1,4756	0,0035	
0,35643	1	0,035	30,7043	1,0788	0,0076	
0,36136	1	0,035	30,2956	1,0615	0,0080	
0,36524	1	0,035	29,9779	1,0481	0,0080	

Efeito da cobertura por resíduos					
ppt acumulada.	Umidade	Coef.tabelado			Temperatura
R	W=R/Ro	$\alpha$	p	Ta	$F=(2*((Ta+7.8)^2*(To+7.8)^2*(Ta+7.8)^4))/(T0+7.8)^4$
59,3	0,449242424	0,52	0,025	22,36	0,48898
112,4	0,851515152	0,52	0,025	23,27	0,47605
164,9	1,249242424	0,52	0,025	24,96	0,43697
245,8	1,862121212	0,52	0,025	26,44	0,38469
368	2,787878788	0,52	0,025	21,39	0,49713
111,5	0,84469697	0,017	0,008	16,29	0,46436
293,1	2,220454545	0,017	0,008	13,37	0,40591
224,95	1,704166667	0,017	0,008	13,67	0,41266
448,35	3,396590909	0,017	0,008	14,77	0,43636
492,05	3,727651515	0,34	0,016	17,07	0,47612
690,25	5,229166667	0,34	0,016	19,82	0,49934
775,95	5,878409091	0,34	0,016	19,36	0,49765

Efeito do uso anterior				
$UA=-0.951 \cdot Cf \cdot \exp[-(-4.52 \cdot Era) + ((0.95 \cdot (Ere/Cf^{0.5}))]$	Era t. ha <sup>-1</sup>	Ere t. ha <sup>-1</sup>	Cf=EXP(-0.115*Ap)	
0,586	0,045	0,150	0,631	
0,277	0,200	0,110	0,631	
0,107	0,400	0,070	0,631	
0,041	0,600	0,030	0,631	
0,017	0,800	0,050	0,631	
0,508	0,050	0,050	0,631	
0,383	0,113	0,050	0,631	
0,360	0,125	0,045	0,631	
0,347	0,131	0,037	0,631	
0,457	0,100	0,150	0,631	
0,274	0,200	0,100	0,631	
0,164	0,300	0,050	0,631	

Era=Raízes de 0-10cm; Ere=Resíduos enterrados 0-10. REDIN (2010); Ap=4 anos

Rugosidade da superfície			
Rugosidade da Superfície $RS=EXP(-0.26 \cdot (Ru-0.61))$	Precipitação ppt acumulada (10 anos)	Rugosidade aleatória no período $Ru=0.61+Dr \cdot (Rui-0.61)$	Decréscimo da rugosidade $Dr=EXP(-0.0055 \cdot Pt)$
0,904	161,767	1,000	0,411
0,982	313,504	0,680	0,178
0,999	468,775	0,615	0,076
1,000	576,517	0,610	0,042
1,000	700,317	0,610	0,021
0,904	151,900	1,000	0,434
0,979	287,033	0,690	0,206
0,998	431,008	0,618	0,093
1,000	575,863	0,610	0,042
0,904	126,400	1,000	0,499
0,976	256,575	0,705	0,244
0,998	485,879	0,617	0,069

Pt=Precipitação acumulada; Rui=Rugosidade anterior

**Anexo 7:** Média mensal anual da erosividade das chuvas representado pelo fator R para o ano de 2011.

Total	RC	Cassol [1]	Cassol [2]	Rufino
188,300	17,289	928,035	954,809	810,41
310,850	47,170	1957,113	2046,653	1325,12
236,600	27,141	1268,319	1347,261	1013,27
232,650	26,786	1255,036	1321,216	996,68
113,600	6,257	546,966	441,282	496,67
183,150	16,256	892,356	912,671	788,78
227,650	25,093	1197,570	1269,002	975,68
213,900	22,181	1086,000	1154,663	917,93
50,050	1,250	373,022	128,709	229,76
198,950	19,159	992,614	1033,949	855,14
83,200	3,667	457,521	284,243	368,99
27,300	0,413	345,138	53,658	134,21
		11299,689	10948,117	8912,640

**Anexo 8:** Média mensal anual da erosividade das chuvas representado pelo fator R para o período de 2000-2010.

Total	RC	Cassol [1]	Cassol [2]	Rufino
155,27	13,74	802,16	805,42	671,69
107,74	6,59	458,48	558,41	472,07
123,80	8,75	568,87	633,01	539,51
151,90	13,10	773,48	783,20	657,53
135,13	10,38	648,67	689,23	587,11
143,98	11,80	714,69	738,47	624,25
144,85	11,93	721,00	742,94	627,94
126,40	9,07	585,71	644,08	550,41
130,18	9,71	624,72	666,20	566,30
229,30	29,84	1445,32	1361,64	982,63
161,77	14,85	862,22	843,83	698,97
151,74	13,10	773,96	783,19	656,85
		8979,28	9249,62	7635,25