UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ



INFLUÊNCIA DO RELEVO E DO USO DA TERRA NA DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL E VERTICAL DE FÓSFORO E CARBONO DO SOLO EM UMA BACIA HIDROGRÁFICA DO PLANALTO DO RIO GRANDE DO SUL



CURITIBA 2015

VIVIANE CAPOANE

INFLUÊNCIA DO RELEVO E DO USO DA TERRA NA DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL E VERTICAL DE FÓSFORO E CARBONO DO SOLO EM UMA BACIA HIDROGRÁFICA DO PLANALTO DO RIO GRANDE DO SUL

> Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geografia, Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná, como requisito para obtenção do título de Doutora em Geografia.

Orientador: Leonardo José Cordeiro Santos Co-orientador: Danilo Rheinheimer dos Santos

CURITIBA 2015

FICHA CATALOGRÁFICA BIBLIOTECA

Capoane, Viviane

Influência do relevo e do uso da terra na distribuição espacial e vertical de fósforo e carbono do solo em uma bacia hidrográfica do planalto do Rio Grande do Sul / Viviane Capoane. – Curitiba, 2015. 123 f. : il.

Tese (doutorado) – Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências da Terra, Programa de Pós-Graduação em Geografia. Orientador: Leonardo José Cordeiro Santos Coorientador: Danilo Rheinheimer dos Santos Bibliografia: p.105-123

 Bacias hidrográficas. 2. Química do solo. 3. Escala. I. Santos, Leonardo José Cordeiro. II. Santos, Danilo Rheinheimer dos. III. Título.

CDD 551.483

FOLHA DE APROVAÇÃO



MINISTÉRIO DE EDUCAÇÃO UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ SETOR CIÊNCIAS DA TERRA PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA



PARECER

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Curso de Pós-Graduação em Geografia reuniram-se para a argüição da Tese de Doutorado, apresentada pela candidata VIVIANE CAPOANE intitulada "INFLUÊNCIA DO RELEVO E DO USO DA TERRA NA DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL E VERTICAL DE FÓSFORO E CARBONO DO SOLO EM UMA BACIA HIDROGRÁFICA DO PLANALTO DO RIO GRANDE DO SUL", para obtenção do grau de Doutor em Geografia, do Setor de Ciências da Terra, da Universidade Federal do Paraná Área de Concentração Espaço, Sociedade e Ambiente, Linha de Pesquisa Paisagem e Análise Ambiental.

Curitiba, 13 de março de 2015.

Nome e Assinatura da Banca Examinadora:

aut Prof. Dr. Leonardo José Cordeiro Santos - orientador

Prof. Dr. Ångelo Evaristo Sirtoli - Depto Solos e Eng. Agricola/UFPR

Prof. Dr. Claudinei Taborda da Silveira - PPGGEO/UFPR

Prof. Dr. Romário Trentin - UFMS

Prof. Dr. André Pellegrini - UTFPR

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal do Paraná por proporcionar o ambiente de formação em especial ao Programa de Pós-Graduação em Geografia da UFPR pela oportunidade de realização do doutorado;

Ao professor Leonardo José Cordeiro Santos, por ter aceitado ser meu orientador no doutoramento;

À CAPES, pela concessão da bolsa de estudo;

Ao professor Danilo Rheinheimer dos Santos da Universidade Federal de Santa Maria, pela disponibilização de recursos físicos (Laboratório de Química e Fertilidade do Solo e Análise de Águas Rurais e o carro para as coletas de solo), humanos (bolsistas de iniciação científica) e financeiros (compra de reagentes, custeio das viagens de campo, etc.);

Aos colegas da graduação e pós-graduação da UFSM que estiveram presentes nessa caminhada, ajudando em todas as etapas do trabalho;

Ao Tales Tiecher, pelas ideias, recomendações, contribuições e pelas sábias palavras nos momentos de crise;

Ao Jean Minella, pela contribuição no início do trabalho;

Aos colegas da UFPR, em especial Edivando e Daiany, pela amizade;

À banca, pelas contribuições;

Aos agricultores do Assentamento Alvorada, em especial os residentes na bacia hidrográfica estudada, por permitirem que coletássemos amostras de solo em suas propriedades e por terem colaborado conosco fornecendo informações;

À todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para que fosse possível a realização deste trabalho, o meu MUITO OBRIGADO!

RESUMO

O papel da geomorfologia e do uso da terra em relação à distribuição espacial de fósforo (P) e carbono (C) no solo é de grande interesse em termos de gestão da paisagem e seguestro de poluentes. Neste trabalho foi analisado o papel do relevo e uso da terra na distribuição espacial e vertical de P e C, dentre outros elementos químicos, na escala de vertente e bacia hidrográfica em área de produção de grãos no planalto do Rio Grande do Sul. As informações sobre o relevo foram geradas utilizando duas bases de dados: carta topográfica (CT) na escala 1:50.000 de 1976 e levantamento altimétrico com um receptor GPS/GNSS Real Time Kinematic (RTK) de 2012. Após a geração dos modelos digitais de elevação (MDEs), foram extraídos os atributos topográficos primários e secundários e a base de dados que melhor representou as feições do terreno foi utilizada na álgebra de mapas para a predição dos locais propensos a perda e a deposição de sedimento. Para o estudo da distribuição de P e C na escala de bacia hidrográfica foram coletadas amostras de solo em 57 pontos de amostragem, em cinco profundidades (0-5, 5-10, 10-20, 20-40, 40-60 cm) num total de 285 amostras. Para o estudo na escala de vertente, foram analisados dados de nove pontos de amostragem distribuídos em duas topossequências, uma com área úmida drenada (4 pontos) e a outra não drenada (5 pontos). Os parâmetros físicos e químicos do solo avaliados foram: densidade, pH (H₂O), granulometria, fósforo total (P_T), orgânico total (P_{OT}) e disponível (P_D), teores de ferro (Fe) e alumínio (Al) cristalinos e amorfos e carbono orgânico total (C_{OT}) na fração < 2 mm. Para a avaliação da qualidade do mapa com as áreas propensas a perda e deposição de sedimento, os dados dos atributos do solo foram separados de acordo com as classes geradas também, foi feita análise de correlação linear entre os atributos do solo com os atributos topográficos. Os dados dos atributos físicos e químicos do solo da bacia hidrográfica foram submetidos à comparação de média pelo teste de Tukey ao nível de 5% de significância. Nas topossequências, os dados obtidos foram submetidos à análise por componentes principais. A utilização de atributos topográficos derivados do MDE-CT mostrou-se inadequada para avaliar áreas propensas a perda e deposição de sedimentos, consequentemente nutrientes, em áreas com relevo suave ondulado, como o do planalto do Rio Grande do Sul. A utilização de atributos topográficos derivados do MDE-RTK discretizou satisfatoriamente às áreas propensas à perda e a deposição de sedimento por álgebra de mapas. A correlação entre os valores dos atributos físicos e químicos do solo avaliados nas 285 amostras com os valores dos atributos topográficos do MDE-RTK apresentaram resultados estatisticamente significativos, mostrando-se bons preditores do teor de C e P. Na bacia hidrográfica, em geral, as concentrações de nutrientes foram maiores nos pontos de amostragem em áreas úmidas e vertentes côncavas convergentes, zonas de deposição e menores na meia encosta, zonas erodíveis e, independente da classe de uso da terra e posição na paisagem, os teores de C e P foram maiores na camada superficial decaindo em profundidade. Nas toposseguências, as concentrações de elementos guímicos refletiram a posição no relevo e a influência antrópica.

Palavras-chave: Atributos topográficos, atributos físicos e químicos do solo, áreas úmidas, escala.

ABSTRACT

The role of geomorphology and land use in relation to the spatial distribution of phosphorus (P) and carbon (C) in the soil is of great interest in terms of landscape management and sequestration of pollutants. This work analyzed the role of topography and land use in spatial and vertical distribution of phosphorus and carbon, among other soil chemical properties, at catchment and slopes scale, in an area under integrated crop-livestock system under no-till in the Rio Grande do Sul plateau, southern Brazil. The relief information was generated using two databases: topographic map (TM) scale 1:50.000 generated in 1976, and altimetry survey with a GPS/GNSS receiver Real Time Kinematic (RTK) generated in 2012. After the generation of digital elevation models (DEM), the primary and secondary topographic attributes were extracted. The database that best represented the terrain features was used in the algebra map for predicting the sites prone to loss and deposition of sediment. In order to estimate the distribution of P and C at catchment scale, soil samples were collected at 57 sampling points in five depths (0-5, 5-10, 10-20, 20-40, 40-60 cm), totaling 285 soil samples. For the present study the slope scale, were analyzed nine sampling points distributed in two toposequences, one in a drained wetland area (4 points), and the other in a non-drained wetland (5 points). The physical and chemical parameters evaluated were soil density, soil pH (H₂O), grain size distribution, total phosphorus (TP), total organic P (TOP), available P (AP), Fe and AI crystalline and amorphous, and total organic carbon (TOC), in the fraction <2mm. To evaluate the quality of the map with areas prone to loss and deposition of sediments, the data of soil attributes were separated according to the generated classes. Moreover, linear correlation analysis was performed for soil attributes and topographic attributes. The data of physical and chemical soil properties were compared by Tukey test at 5% of significance. In the toposequences, data were submitted to principal component analysis. The use of topographic attributes derived from the DEM-TM was inadequate to assess the areas prone to loss and deposition of sediments and nutrients in areas with gently rolling relief, as founded in the Rio Grande do Sul plateau. The topographic attributes derived from DEM-RTK was able to identify satisfactorily the areas prone to loss and deposition of sediment by using map algebra. The correlation between the values of physical and chemical soil properties evaluated in 285 samples with the topographic attributes derived from DEM-RTK showed statistically significant results. These topographic attributes were good predictors for C and P. In the catchment, generally the nutrient concentrations were higher in the deposition zones, as the wetlands and the converging concave parts, and lower in the erodible areas, such as the hillside and, regardless of land use class and position in the landscape, the contents of C and P were higher in the surface layer decreasing in depth. In the toposequences, the concentrations of chemical elements reflected the position in the landscape and the atrophic pressures.

Keywords: Topographic attributes, physical and chemical soil attributes, wetlands, scale.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 –	(a) Superfície natural com pequenas depressões; (b) superfície natural com pequenas depressões preenchidas após a obtenção do modelo digital de elevação hidrologicamente consistido	20
Figura 2 –	Fluxograma com as etapas adotadas para a execução da pesquisa	38
Figura 3 –	Imagem ilustrando a localização da área estudada	39
Figura 4 –	Litologia da área estudada	41
Figura 5 –	Imagens ilustrando processos erosivos no assentamento Alvorada. Lavouras com processo erosivos acelerados (a, b); galeria de escoamento subsuperficial com colapso de teto pelo trafego de maquinário agrícola (c)	42
Figura 6 –	Imagens ilustrando processos erosivos no assentamento Alvorada. Lavouras com processo erosivo acelerado com deposição de sedimento em um açude (a); galeria de escoamento subsuperficial com colapso de teto pelo trafego de maquinário agrícola (c)	43
Figura 7 –	Distribuição espacial dos pontos obtidos no levantamento topográfico com o GPS/GNSS <i>Real Time Kinematic</i> no ano de 2012	44
Figura 8 –	 a) Coletor de monolito utilizado para a amostragem de solo nas áreas úmidas; b) Coletor sendo cravado no solo com mareta; c) Retirada do coletor com a amostra de solo utilizando uma talha; d) Amostra de solo de uma área úmida 	48
Figura 9 –	Gráfico ilustrando a localização dos perfis de amostragem de solo na topossequência 1, gerado a partir de um modelo digital de elevação com 60 cm de resolução espacial (RTK)	50
Figura 10 –	Gráfico ilustrando a localização dos perfis de solo amostrados na topossequência 2, gerado a partir de um modelo digital de elevação (RTK) com 60 cm de resolução espacial	51
Figura 11 –	Mapa de uso da terra da bacia hidrográfica estudada com a localização dos 57 pontos de amostragem de solo, com detalhe (zoom) na área das topossequências	51
Figura 12 –	Atributos topográficos primários e secundários gerados com dados da carta topográfica na escala 1.50000 (1976) (a, b, c, d) e, levantamento altimétrico com GPS/GNSS <i>Real Time Kinematic</i> (2012) (e, f, g, h)	56

Figura 13 –	Mapa com as áreas propensas a perda e a deposição de sedimento gerado por álgebra de mapas utilizando atributos topográficos extraídos de um modelo digital de elevação de alta resolução espacial (5m)	57
Figura 14 –	Média dos teores de carbono orgânico total (a) e estoque de carbono (b), de acordo com as classes de propensão a perda e deposição de sedimento geradas por álgebra de mapas	59
Figura 15 –	Média dos teores de fósforo orgânico total (a) e fósforo disponível (b), de acordo com as classes de propensão a perda e deposição de sedimento geradas por álgebra de mapas	59
Figura 16 –	Média dos teores de ferro cristalinos (DCB) (a) e amorfos (o) (b), de acordo com as classes de propensão a perda e deposição de sedimentos gerados por álgebra de mapa	60
Figura 17 –	Média dos teores de alumínio cristalinos (DCB) (a) e amorfos (o) (b), de acordo com as classes de propensão a perda e deposição de sedimentos gerados por álgebra de mapa	61
Figura 18 –	Mapa com a distribuição dos pontos de amostragem de solo nas diferentes bases de dados: a) carta topográfica (1976); b) RTK (2012)	62
Figura 19 –	Imagens ilustrando alguns locais prioritários na bacia hidrográfica para a implantação de técnicas de manejo conservacionista	63
Figura 20 –	Mapa de uso da terra com os pontos de amostragem de solo da bacia hidrográfica estudada, Júlio de Castilhos, Rio Grande do Sul	66
Figura 21 –	Distribuição do carbono orgânico total (C_{OT}) em profundidade em dois pontos de amostragem localizados em lavouras: a) vertente côncava convergente – ambiente de deposição; b) vertente convexa retilínea – ambiente de perda	67
Figura 22 –	Mapas com a distribuição espacial do carbono orgânico total (C_{OT}) na bacia hidrográfica estudada, Júlio de Castilhos, RS. a) C_{OT} camada 0-5 cm; b) C_{OT} camada 5-10 cm; c) C_{OT} camada 10-20 cm; d) C_{OT} camada 20-40 cm; e) C_{OT} camada 40-60 cm; f) Estoque de carbono na camada 0-60 cm.	76
Figura 23 –	Mapas com a distribuição espacial do fósforo total (P_T) na bacia hidrográfica estudada, Júlio de Castilhos, RS. a) P_T camada 0-5 cm; b) P_T camada 5-10 cm; c) P_T camada 10-20 cm; d) P_T camada 20-40 cm; e) P_T camada 40-60 cm	77
Figura 24 –	Mapas com a distribuição espacial do fósforo orgânico total (P_{OT}) na bacia hidrográfica estudada, Júlio de Castilhos, RS. a) P_{OT} camada 0-5 cm; b) P_{OT} camada 5-10 cm; c) P_{OT} camada 10-20 cm; d) P_{OT} camada 20-40 cm; e) P_{OT} camada 40-60 cm	78

Figura 25 –	Mapas com a distribuição espacial do fósforo disponível (P_D) na bacia hidrográfica estudada, Júlio de Castilhos, RS. a) P_D camada 0-5 cm; b) P_D camada 5-10 cm; c) P_D camada 10-20 cm; d) P_D camada 20-40 cm; e) P_D camada 40-60 cm	79
Figura 26 –	Mapas com a distribuição espacial dos teores de ferro cristalinos (DCB) na bacia hidrográfica estudada, Júlio de Castilhos, RS. a) Fe_{DCB} camada 0-5 cm; b) Fe_{DCB} camada 5-10 cm; c) Fe_{DCB} camada 10-20 cm; d) Fe_{DCB} camada 20-40 cm; e) Fe_{DCB} camada 40-60 cm.	82
Figura 27 –	Mapas com a distribuição espacial dos teores de ferro amorfos (o) na bacia hidrográfica estudada, Júlio de Castilhos, RS. a) Fe_o camada 0-5 cm; b) Fe_o camada 5-10 cm; c) Fe_o camada 10-20 cm; d) Fe_o camada 20-40 cm; e) Fe_o camada 40-60 cm	83
Figura 28 –	Mapas com a distribuição espacial dos teores de alumínio cristalinos (DCB) na bacia hidrográfica estudada, Júlio de Castilhos, RS. a) Al _{DCB} camada 0-5 cm; b) Al _{DCB} camada 5-10 cm; c) Al _{DCB} camada 10-20 cm; d) Al _{DCB} camada 20-40 cm; e) Al _{DCB} camada 40-60 cm.	84
Figura 29 –	Mapas com a distribuição espacial dos teores de alumínio (o) amorfos na bacia hidrográfica estudada, Júlio de Castilhos, RS. a) AI_{o} camada 0-5 cm; b) AI_{o} camada 5-10 cm; c) AI_{o} camada 10-20 cm; d) AI_{o} camada 20-40 cm; e) AI_{o} camada 40-60 cm	85
Figura 30 –	Imagem ilustrando o plantio de soja no sentido do declive	87
Figura 31 –	Imagem ilustrando um canal de drenagem em uma área úmida	89
Figura 32 –	Gráficos ilustrando os valores de pH _{H2O} nas cinco profundidades avaliadas na topossequência 1 (a) e 2 (b)	91
Figura 33 –	Gráficos ilustrando os teores de carbono orgânico total nas cinco profundidades avaliadas na topossequência 1 (a) e 2 (b)	92
Figura 34 –	Imagens ilustrando a configuração da paisagem na topossequência 1 (a) e na; topossequência 2 (b)	92
Figura 35 –	Gráficos ilustrando os teores de fósforo total (digestão ácida) nas cinco profundidades avaliadas na topossequência 1 (a) e 2 (b)	93
Figura 36 –	Gráficos ilustrando os teores de Fósforo Orgânico Total nas cinco profundidades avaliadas na topossequência 1 (a) e 2 (b)	94
Figura 37 –	Gráficos ilustrando os teores de fósforo disponível nas cinco profundidades avaliadas na topossequências 1 (a) e 2 (b)	95

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 –	Matriz de tabulação dos atributos índice topográfico de capacidade de transporte de sedimento (ITCTS), declividade e índice topográfico de umidade (ITU)	47
Tabela 2 –	Relação entre os atributos do solo com os atributos topográficos secundários: índice topográfico de umidade (ITU), índice topográfico de capacidade de transporte de sedimento (ITCTS) e primário declividade (β), gerados a partir do MDE-RTK	64
Tabela 3 –	Médias dos atributos físicos e químicos do solo avaliados nas diferentes profundidades e classes de uso da terra	70
Tabela 4 –	Médias dos parâmetros físicos e químicos avaliados nas diferentes profundidades e classes de declividade	73
Tabela 5 –	Estatística descritiva das variáveis carbono orgânico total (g kg ⁻¹), estoque de carbono (Mg ha ⁻¹), fósforo total, orgânico total e disponível (mg kg ⁻¹) das 285 amostras de solo (57 pontos x 5 profundidades) coletadas na bacia hidrográfica	75
Tabela 6 –	Estatística descritiva das variáveis ferro e alumínio cristalinos (DCB) (g kg ⁻¹) e ferro e alumínio amorfos (o) (g kg ⁻¹) das 285 amostras de solo de solo (57 pontos x 5 profundidades) coletadas na bacia hidrográfica.	80
Tabela 7 –	Proporção de areia, silte e argila e teores de ferro e alumínio de baixa (Fe _o , Al _o extração com oxalato de amônio) e alta (Fe _{DCB} , Al _{DCB} extração com ditionito-citrato-bicarbonato de Na) cristalinidade na topossequência 1	97
Tabela 8 –	Areia, silte e argila e teores de ferro de baixa (extração com oxalato de amônio - o) e alta (extração com ditionito-citrato - DCB) cristalinidade na topossequência 2	99

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

- MDE Modelo Digital de Elevação
- SIG Sistema de Informação Geográfica
- GPS Global Position System
- GNSS Global Navigation Satellite System
- RTK Real Time Kinematic
- ITU Índice Topográfico de Umidade
- ITCTS Índice Topográfico de Capacidade de Transporte de Sedimento
- β Declividade
- BH Bacia hidrográfica
- SPD Sistema Plantio Direto
- PT Fósforo Total
- Por Fósforo Orgânico Total
- P_D Fósforo Disponível
- Cot Carbono Orgânico Total
- MOS Matéria Orgânica do Solo
- Fe Ferro
- AI Alumínio
- Tp1 Topossequência 1
- Tp2 Topossequência 2

SUMÁRIO

RESUMO	6
ABSTRACT	7
LISTA DE ILUSTRAÇÕES	8
LISTA DE TABELAS	11
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	12
1 INTRODUÇÃO	15
1.1 HIPÓTESE	18
2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	19
2.1 UTILIZAÇÃO DE MODELOS DIGITAIS DE ELEVAÇÃO NA ANÁLISE DA EROSÃO DO SOLO	19
2.1.1 Atributos topográficos derivados de Modelos Digitais de Elevação	21
2.2 EROSÃO DO SOLO EM SISTEMAS AGRÍCOLAS	25
2.3 FÓSFORO EM SISTEMAS AGRÍCOLAS	28
2.4 MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO EM SISTEMAS AGRÍCOLAS	31
2.5 RETENÇÃO DE SEDIMENTO E POLUENTES EM ZONAS ÚMIDAS	35
3. MATERIAL E MÉTODOS	38
3.1 LOCALIZAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	38
3.2 GERAÇÃO DOS MODELOS DIGITAIS DE ELEVAÇÃO E EXTRAÇÃO DOS ATRIBUTOS TOPOGRÁFICOS PRIMÁRIOS E SECUNDÁRIOS	43
3.3 ALGEBRA DE MAPAS	45
3.4 AMOSTRAGENS DE SOLO NA BACIA HIDROGRÁFICA	47
3.5 TOPOSSEQUÊNCIAS PARA O ESTUDO NA ESCALA DE VERTENTE	49
3.5.1 Caracterização das topossequências	49
3.6 ANÁLISES FÍSICAS E QUÍMICAS DAS AMOSTRAS DE SOLO	51
3.7 ANÁLISE ESTATÍSTICA	53
3.8 MAPAS TEMÁTICOS	53

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES	55
4.1 TABULAÇÃO CRUZADA PARA A PREDIÇÃO DE ÁREAS PROPENSAS A PERDA E DEPOSIÇÃO DE SEDIMENTO NA BACIA HIDROGRÁFICA	55
4.2 DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL E VERTICAL DE ATRIBUTOS FÍSICOS E QUÍMICOS DO SOLO EM ESCALA DE BACIA HIDROGRÁFICA	65
4.3 DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL E VERTICAL DE ATRIBUTOS FÍSICOS E QUÍMICOS DO SOLO EM ESCALA DE VERTENTE	90
5 CONCLUSÕES	101
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS	102
REFERÊNCIAS	105

1 INTRODUÇÃO

O aumento das atividades antrópicas tem desencadeado e acelerado os processos de erosão do solo em todo o mundo. No caso da agricultura a situação é bastante crítica, pois o mau uso acelera o processo erosivo afetando negativamente a qualidade e produtividade do solo, reduzindo a infiltração, capacidade de retenção de água, nutrientes, matéria orgânica, biota do solo e profundidade do solo (TROEH *et al.,* 1991; EL-SWAIFY *et al.,* 1985), além de impactos na qualidade da água (CARPENTER *et al.,* 1998; SHARPLEY *et al.,* 2003; SEITZINGER *et al.,* 2010, dentre outros) e aceleração da sedimentação de rios, lagos e reservatórios (WETZEL, 2001; PANDEY *et al.,* 2007).

Estudos sobre os impactos da erosão do solo são antigos e reconhecidos há várias décadas. No entanto, acredita-se que as avaliações das perdas de sedimento e nutrientes resultantes da erosão são tendenciosas, pois a maioria dos estudos realizados refere-se a manipulações experimentais em parcelas (SIX *et al.*, 2002). Nesses estudos, as perdas de sedimento e nutrientes por erosão hídrica são dominantes (STEEGEN e GOVERS, 2001), porém, na escala de paisagem, tanto erosão quanto deposição ocorrem e, sedimentos e nutrientes apenas são translocados dentro de bacias hidrográficas, logo, não são perdidos (BEUSELINCK *et al.*, 2000). Dessa forma, conforme Van Oost *et al.* (2002), a omissão da escala de paisagem em estudos de erosão limita severamente todas as tentativas de estimativa das perdas líquidas de solo e nutrientes. Como agravante, quando são feitas estimativas de perda de solo em bacias hidrográficas, as informações de relevo normalmente utilizadas são de baixa resolução espacial, o que compromete ainda mais a precisão dos resultados.

Considerando as três fases envolvidas no processo de erosão hídrica do solo – desagregação, transporte e deposição – as duas primeiras são relativamente bem descritas na literatura, já a fase de deposição é de grande complexidade, devido aos inúmeros fatores geomorfológicos e ambientais envolvidos na relação entre o agente transportador e as características do material transportado. Como a dimensão e localização das fontes de sedimentos, o relevo e as características da encosta, o padrão de escoamento e condições dos canais, a cobertura vegetal, uso, manejo e textura do solo, dentre outros. Devido a essa lacuna no conhecimento,

áreas deposicionais têm sido negligenciadas nos estudos de erosão e transporte de material, especialmente em bacias hidrográficas.

Além do interesse em descrever o processo de redistribuição e deposição de sedimento nas escalas de vertente e de bacia hidrográfica, não só no intuito de entender processos e gerir os solos agrícolas, há uma grande demanda de informação sobre os possíveis elementos químicos associados ao sedimento. Um exemplo de nutriente/poluente associado ao sedimento que fica retido nas áreas deposicionais dentro de bacias hidrográficas agrícolas é o fósforo (P). Embora este elemento seja um nutriente essencial para o desenvolvimento de animais e plantas, é frequentemente citado na literatura como o principal causador da eutrofização dos corpos d'água.

Tendo em vista o impacto negativo que o P causa quando atinge os mananciais, estudos que contemplem o papel das áreas de deposição de sedimento tornam-se fundamentais no monitoramento de bacias hidrográficas, pois esses locais exercem influência significativa sobre o transporte e destino de sedimento e poluentes, quer de forma temporária ou em longo prazo. Nesse sentido, identificar as implicações ambientais associadas com perturbações na função de captura, armazenamento e remobilização de sedimento, contribuirá para a compreensão da dinâmica e redistribuição do P e carbono (C), além de outros elementos químicos de origem antropogênica, em bacias hidrográficas agrícolas, servindo de subsidio para uma gestão mais eficaz dos recursos naturais.

Diante do exposto, o objetivo geral do presente trabalho foi avaliar a distribuição espacial e vertical de fósforo e carbono do solo e o papel do relevo e do uso da terra na perda e retenção de sedimento na escala de bacia hidrográfica e vertente em área de produção de grãos do planalto do Rio Grande do Sul.

Como objetivos específicos foram arrolados os seguintes:

 i) Predição das áreas mais propensas à perda e a deposição de sedimento através da tabulação cruzada de atributos topográficos primários e secundários derivados de modelos digitais de elevação gerados a partir de dados oriundos de duas fontes: cartas topográficas na escala 1:50.000 e levantamento altimétrico utilizando um receptor GPS/GNSS *Real Time Kinematic* – RTK, baixa e alta resolução espacial, respectivamente; ii) Avaliar a qualidade do mapa com as áreas propensas a perda e deposição de sedimento gerado por álgebra de mapas, utilizando atributos químicos do solo;

 iii) Avaliar o papel do relevo e do uso da terra na distribuição espacial e vertical das concentrações de fósforo e carbono, dentre outros atributos químicos do solo, na escala de bacia hidrográfica;

iv) Avaliar o papel do relevo e do uso da terra na distribuição espacial e vertical das concentrações de fósforo, carbono, dentre outros atributos químicos do solo, na escala de vertente em duas topossequências, uma com área úmida drenada e a outra não drenada.

A área de estudo selecionada para a presente pesquisa contempla a problemática ambiental acima mencionada. A mesma está inserida em um assentamento de reforma agrária localizado no município de Júlio de Castilhos, região do planalto do Rio Grande do Sul.

O assentamento Alvorada foi efetivado no ano de 1996 em uma área de terra de 1569 hectares, que foi distribuída entre 72 famílias. Na etapa de distribuição dos lotes não houve planejamento e a ocupação da área potencializou a degradação ambiental. Conforme Pellegrini (2013), na interação dos assentados sobre cada lote aumentou a pressão sobre os solos frágeis, originados de um substrato litológico de origem sedimentar bastante friável. Os agricultores, desprovidos de orientação técnica e conhecimento de práticas de manejo conservacionistas, passaram a revolver os solos agrícolas e ocupar áreas sensíveis como margens de rios e nascentes. Com isso a erosão hídrica predominou no princípio do assentamento, conforme relato dos próprios assentados e, só foi possível minimizar esse problema com a adoção do plantio direto. No entanto, equívocos neste sistema ainda são perceptíveis e potencializam os impactos da erosão do solo sobre os recursos hídricos (ALVAREZ, 2014).

Nos últimos anos, alguns problemas já foram observados e mensurados em duas bacias hidrográficas inseridas no assentamento, como a alta acidez do solo, aplicações de potássio em superfície, plantios morro a baixo, compactação do solo, pastejo intensivo pelo gado com excesso de pisoteio, falta de palha, não uso de terraços, uso agrícola sobre área de preservação permanente e degradação da qualidade das águas superficiais (ALVAREZ, 2014; PELLIGRINI, 2013; CAPOANE, 2011). Diante da problemática ambiental existente na área, está pesquisa poderá gerar dados que servirão de subsídio para uma gestão mais eficaz dos recursos solo e água em bacias hidrográficas agrícolas, além de contribuir com os trabalhos que já vem sendo desenvolvidos pelo grupo "Ciclos biogeoquímicos e produtividade do solo" nas linhas de pesquisa "Transferência de elementos químicos do sistema terrestre para os ambientes aquáticos" e "Dinâmica de nutrientes e de elementos tóxicos" da Universidade Federal de Santa Maria.

1.1 HIPÓTESE

O fósforo é um nutriente essencial para os organismos vivos, entretanto, a perda de P de solos agrícolas para as águas superficiais é um problema global, em função da eutrofização dos mananciais. No solo o carbono é considerado um indicador da qualidade do mesmo, além de ter o potencial de mitigar o aquecimento global pelo sequestro de carbono. A distribuição geográfica destes elementos pode variar de acordo com as propriedades do solo, clima, topografia, material de origem, vegetação e influência antrópica.

Embora vários fatores influam nas concentrações de fósforo e carbono do solo, o relevo assume papel de destaque na distribuição espacial na escala de vertente e bacia hidrográfica. Então, atributos topográficos primários e secundários derivados de modelos digitais de elevação de alta resolução espacial podem ser utilizados para avaliar a distribuição espacial de P e C em bacias hidrográficas bem como, os locais prioritários para a implantação de práticas de manejo conservacionistas – locais mais propensos à perda de solo/sedimento – e, na identificação dos locais que estão servindo como sumidouro de sedimento e poluentes – locais mais propensos à deposição de sedimento.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Este item visa apresentar o referencial teórico utilizado para análise e caracterização do objeto investigado na presente pesquisa.

2.1 UTILIZAÇÃO DE MODELOS DIGITAIS DE ELEVAÇÃO NA ANÁLISE DA EROSÃO DO SOLO

Um modelo digital de elevação (MDE) é um conjunto ordenado de números que representam a distribuição espacial das elevações acima de algum datum arbitrário em uma paisagem (MOORE *et al.*,1991). Os dados de altitude utilizados na geração de MDEs são provenientes de diferentes fontes de dados como: mapas topográficos, técnicas de aerofotogrametria, imagens de satélite, sensores orbitais, varredura a *laser*, dentre outros (BUARQUE *et al.*, 2009; CHAGAS *et al.*, 2010; RENNÓ *et al.*, 2008; TAHIR *et al.*, 2010), o que resulta na variação de resolução e precisão.

A extração e análise de características hidrogeomórficas a partir MDEs é um tema de interesse crescente em várias disciplinas das ciências da terra. Em hidrologia, MDEs têm sido amplamente utilizados nas últimas décadas, dada a grande influência dos fluxos hídricos na esculturação do relevo. A consistência geomorfológica e hidrológica de um MDE é alcançada quando a imagem matricial representa fidedignamente as feições do relevo, como divisores da bacia hidrográfica, talvegues e elementos côncavos e convexos, e assegura a convergência dos fluxos do escoamento superficial para a rede de drenagem mapeada (PINHEIRO, 2006).

A estimativa da direção de fluxo é baseada no princípio físico de que as massas de gravidade seguem na direção do declive mais acentuado, sendo o declive caracterizado a partir da identificação do plano tangente à superfície topográfica no centro da célula (TARBOTON, 1997). A direção de fluxo define a trajetória do fluxo, tanto de água, como de sedimentos e nutrientes, em áreas adjacentes aos pontos de menor altitude em todas as posições na bacia hidrográfica (NARDI *et al.*, 2008).

O algoritmo de distribuição de fluxo em um Sistema de Informação Geográfica (SIG) estabelece uma rede de fluxo unidimensional conectando cada célula com outras células no MDE, até o ponto onde se encontra todo o escoamento superficial gerado no interior da bacia hidrográfica, definido pelo exutório (MAIDMENT *et al.*, 1996). As relações hidrológicas são construídas entre pontos diferentes dentro de uma bacia hidrográfica, sendo necessária a continuidade topográfica para que exista uma drenagem funcional (RENNÓ *et al.*, 2008).

Entre as limitações de um MDE tem-se a ocorrência de depressões fechadas verificadas após o processo de geração do MDE. Estas áreas, naturais ou decorrentes do próprio processo de geração do MDE, são células cercadas por outras de maior elevação que interrompem o escoamento superficial para a célula vizinha, comprometendo qualquer estudo hidrológico de superfície (HICKEY *et al.*, 1994; HICKEY, 2000; VAN REMORTEL *et al.*, 2001; NARDI *et al.*, 2008; SERIO *et al.*, 2008; CHAGAS *et al.*, 2010).

Os pacotes comerciais do SIG são tradicionalmente equipados com ferramentas de remoção das depressões fechadas "*fill sinks*". O método de correção mais amplamente utilizado simplesmente aumenta a elevação do "*sink*" até atingir a altura da célula vizinha à jusante (Figura 1), o inconveniente é que o método tende a criar grandes regiões planas, consequentemente caminhos de fluxo são mal interpretados formando canais paralelos irreais, além de outras características artificiais (LINDSAY e CREED, 2005).

A prática de remover os "*sinks*" para que não haja interrupção nos fluxos na modelagem hidrológica é inadequada, pois depressões naturais afetam muitos dos fenômenos ambientais em estudos como o acúmulo de sedimento, água sob a forma de pequeno lagos e áreas úmidas ou lagoas efêmeras (HAYASHI e VAN DER KAMP, 2000; ANTONIC *et al.*, 2001).



Figura 1 – (a) Superfície natural com pequenas depressões; (b) superfície natural com pequenas depressões preenchidas após a obtenção do modelo digital de elevação hidrologicamente consistido.

Na tentativa de minimizar estes problemas vários métodos alternativos têm sido propostos, no entanto a maioria dos métodos de remoção de depressões

existentes não tenta representar os processos físicos, mas são baseados na abordagem estocástica, geometria e morfologia das depressões (MARTZ e GARBRECHT, 1989; RIEGER, 1998; SOILLE *et al.*, 2003; SOILE, 2004; LINDSAY e CREED, 2005).

Uma alternativa que seria altamente eficaz para discretizar pequenas depressões na paisagem, além dos caminhos de fluxo, seria a utilização de MDEs de alta resolução como os obtidos através de varredura a *laser* – MDE LIDAR (*Light Detection and Ranging*) ou GPS/GNSS RTK. Contudo, o custo para gerar tais MDEs aumenta de forma exponencial para resoluções mais finas. Em função dos custos, é comum a interpolação de MDEs finos de MDEs grosseiros. Porem, esta prática tem sido criticada por diversos autores como Zhang e Montgomery (1994), Desmet Govers (1997) e Van Remortel *et al.* (2001). Conforme estes autores, quando estes MDEs forem usados para calcular características topográficas, por exemplo, em modelos hidrológicos distribuídos, os erros podem se propagar através do modelo comprometendo a precisão das simulações.

No Brasil, a maioria dos dados altimétricos disponíveis gratuitamente são derivados de cartas topográficas geradas por aerofotogrametria na década de 70 (cartas topográficas do IBGE e DSG) e, mais recentemente dados altimétricos obtidos por sensoriamento remoto orbital - *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM), de modo que sua precisão nunca poderá ser superior à fonte original dos dados.

Assim, em estudos onde a variável relevo é utilizada para analisar processos com os de fluxos superficiais, o entendimento estará limitado a precisão/escala dos MDEs. No caso do presente trabalho, a delimitação dos locais propensos a perda e deposição de sedimento e nutrientes utilizando dados altimetricos de baixa resolução espacial pode ser comprometida.

2.1.1 Atributos topográficos derivados de modelos digitais de elevação

A análise topográfica é a análise quantitativa das superfícies topográficas com o objetivo de estudar os processos da superfície e próximos da superfície (GALLANT e HUTCHINSON, 1996). Para Moore *et al.* (1991), os atributos topográficos desempenham papel importante sobre os processos hidrológicos, geomorfológicos e biológicos que atuam em paisagens, pois eles moderam a

distribuição espacial do clima, uma variável ambiental de igual importância no controle da distribuição e produtividade dos sistemas biológicos, moderam diretamente o fluxo de água sobre e através da superfície terrestre (WOLOCKE *et al.,* 1990), moderam a distribuição espacial da umidade do solo no interior de uma bacia hidrográfica (BURR e BUTCHER, 1985) e as características químicas do fluxo (WOLOCK *et al.,* 1989, 1990).

Os atributos topográficos podem ser divididos em primários e secundários. Os atributos primários são calculados diretamente a partir de um MDE e, entre as principais variáveis primárias estão à declividade (β), orientação de vertentes, plano e perfil de curvatura. Os atributos secundários envolvem combinações de dois ou mais atributos primários, geralmente índices topográficos e podem ser usados para caracterizar a variabilidade espacial dos processos específicos que ocorrem na paisagem tais como a distribuição do solo, conteúdo de água ou o potencial de erosão superficial, dentre outros (MOORE *et al.*, 1991).

Com a crescente disponibilidade de MDEs e o advento de ferramentas de análise computadorizada do terreno se tornou mais fácil a quantificação dos atributos topográficos de uma paisagem, o que permitiu o desenvolvimento de pesquisas em diversas áreas das ciências ambientais, como agricultura, hidrologia, biologia, geografia e engenharias, as quais utilizam variáveis dependentes da topografia (RUHOFF *et al.,* 2011). As ferramentas do sistema de informação geográfica apresentam diversas opções de análise de atributos topográficos, como algoritmos de extração da rede de drenagem (JENSON e DOMINGUE, 1988; TARBOTON *et al.,* 1991; PLANCHON e DARBOUX, 2001), índices topográficos (BEVEN e KIRKBY 1979) e potencial erosivo (MOORE *et al.,* 1991).

Burrough (1986) define o atributo primário declividade como sendo um plano tangente à superfície, expresso como a mudança de elevação sobre certa distância, representada no formato digital na resolução de uma grade regular. Para Gallant e Wilson (2000), a declividade é considerada um dos atributos topográficos mais importantes que controlam os processos geomorfológicos, pois influencia diretamente na velocidade do fluxo de água superficial e sub-superficial, logo, influencia no teor da água do solo e no potencial dos processos erosivos e deposicionais, além de muitos outros processos.

O plano e o perfil de curvatura representam as formas do relevo, sendo importantes atributos na distinção de unidades geomorfológicas. O primeiro é

referente à forma da vertente em plano, podendo ser convergente, divergente ou planar. O segundo refere-se à forma da vertente, analisada em perfil, podendo ser convexa, côncava ou retilínea (SIRTOLI, 2008).

O plano de curvatura tem influência na acumulação da umidade e do fluxo da água superficial e sub-superficial do terreno. Caracterizam-se como terrenos convergentes aqueles que as direções de maior declividade, em diferentes pontos do terreno, tendem a se encontrar. Os terrenos, em que as direções de maior declividade, em diferentes pontos, tendem a se separar, são considerados divergentes. Sendo assim, o plano de curvatura mede a propensão de a água convergir ou divergir à medida que atravessa o terreno (GALLANT e WILSON, 2000).

O perfil de curvatura tem importância na aceleração ou desaceleração do fluxo de água em uma encosta, logo, tem influência direta na degradação e deposição do solo (ZEVENBERGEN e THORNE, 1987). Quando a declividade diminui, na direção da orientação da vertente, o terreno é côncavo, a convexidade se dá quando a declividade aumenta na direção da orientação da vertente, quando a declividade não se altera no perfil, o terreno é caracterizado como retilíneo (SIRTOLI, 2008). Conforme Pennock *et al.* (1997), a configuração da encosta de acordo com o plano e perfil de curvatura pode ser usada para identificar áreas de diferentes regimes de umidade.

A área de contribuição (A_c) é equivalente à área total da bacia hidrográfica (m²) que contribui para a geração do fluxo que atinge determinada célula do MDE e é calculada por meio de algoritmos de distribuição do fluxo (O'CALLAGHAN e MARK, 1984; QUINN *et al.,* 1991). A largura do contorno (w) é a largura do fluxo em uma determinada célula do MDE.

Como mencionado anteriormente, os atributos secundários envolvem combinações de atributos primários e são índices que descrevem ou caracterizam a variabilidade espacial de processos específicos que ocorrem na paisagem. Por exemplo, o índice topográfico de umidade (ITU), Equação 1, é um dos principais parâmetros hidrogeomorfológicos utilizados para localização de áreas saturadas na paisagem. Este índice foi primeiramente apresentado por Beven e Kirkby (1979), com base no pressuposto de que a topografia controla o movimento da água nas encostas. Em observações feitas em campo os autores notaram acumulação do fluxo de água nos fundos de vale e em áreas planas presentes no terreno, o que

possibilitou a quantificação do controle local da topografia em processos hidrológicos e a indicação da distribuição espacial da umidade e da saturação do solo. Posteriormente, os autores incorporaram o índice topográfico de umidade no modelo hidrológico distribuído TOPMODEL, com a finalidade de caracterizar a similaridade hidrológica (BEVEN e KIRKBY, 1979; BEVEN, 1984).

Em bacias hidrográficas, áreas saturadas ou quase saturadas estão associadas ás regiões de linha de fluxo convergente e baixas declividades (KIRKBY e CHORLEY, 1967; DUNNE *et al.*, 1975; ANDERSON e BURT, 1978; BEVEN, 1978, ANDERSON e KNEALE, 1980; O'LOUGHLIN, 1981; BURT e BUTCHER, 1985).

$$ITU = \ln\left(\frac{A_s}{\tan\beta}\right) \tag{1}$$

Em que, A_s corresponde à área de contribuição específica por unidade de largura ortogonal à linha de fluxo (m² m⁻¹) e β é a declividade expressa em graus radianos.

Esta equação mostra que o índice topográfico de umidade é função apenas da β . Assim é adicionada a seguinte restrição: 0° < β < 90°, pois se β = 0, tan β = 0 e 1/tan β é infinito e, se β = 90°, 1/tan 90 = 0, ln 0 é infinito. O significado físico desse comportamento é que quanto mais plana for à superfície, β próxima à zero, mais úmido é o solo.

O índice topográfico de capacidade de transporte de sedimentos (ITCTS), Equação 2, reflete o efeito da topografia na erosão do solo. Este índice é baseado no fator topográfico (LS) da *Universal Soil Loss Equation* (USLE). No fator LS há uma interação da declividade e comprimento de rampa que aumenta a influencia destes sobre as perdas de solo quando comparado aos parâmetros restantes, incluindo os fatores L e S individualmente. O comprimento do declive (L) é genericamente definido como a distância do ponto de origem do fluxo superficial até o ponto onde cada gradiente de declive (S) diminui o suficiente para o início da deposição ou, o fluxo passa a se concentrar num canal definido (WILLIAMS, 1975; WILLIAMS e BERNDT, 1977; WISCHMEIER e SMITH, 1978; LU *et al.*, 2004). As perdas de solo aumentam com o aumento do comprimento de rampa e da declividade, condições onde o fluxo superficial atinge altas velocidades.

Em comparação com o fator de LS, o ITCTS explica mais completamente a complexidade topográfica, considerando tanto a curvatura do perfil (na direção descendente) e a curvatura tangencial (perpendicular à direção de descida) pela inserção na equação da área de contribuição específica.

$$ICTS = \left(\frac{A_s}{22,13}\right)^m \left(\frac{sen\beta}{0,0896}\right)^n$$
(2)

Em que os expoentes $m(0,4) \in n(1,3)$ refletem a interação entre os diferentes tipos de fluxo, assim como o transporte e desprendimento de solo. Como se trata de elevação de superfície, as restrições, nesse caso, são apenas da condição de existência de β , ou seja, $0^{\circ} \le \beta \le 90^{\circ}$.

Diante do exposto, percebe-se que com a utilização de MDE's é possível espacializar e quantificar os componentes do relevo, correlacionando os compartimentos da paisagem com os possíveis solos nela contidos. consequentemente, a distribuição espacial dos seus atributos (MOORE et al., 1993). Os índices topográficos primários podem ser usados diretamente em processos de modelagem como, declividade e orientação de vertente podem ser usados na estimativa da quantidade de energia que atinge uma vertente (MOORE et al., 1993). Os atributos secundários podem ser usados como substitutos de complexos processos hidrológicos, geomorfológicos e biológicos, como no uso do índice de umidade e radiação para predizer a distribuição de diferentes espécies de plantas.

Recentemente o ITU têm sido utilizado para a predição da matéria orgânica do solo, pois estima um balanço entre acúmulo de água e condições de drenagem em escala local (PEI, *et al.*, 2010; HANCOCK *et al.*, 2010; ZHANG *et al.* 2012). No Brasil, atributos topográficos primários e secundários têm sido bastante utilizados para a identificação de pedoformas e correlação com as classes de solos (DEMATTÊ *et al.*, 2014; CHAGAS *et al.*, 2013; NOWATZKI, 2013; SILVEIRA *et al.*, 2012; SIRTOLI *et al.*, 2008; IPPOLITI *et al.* 2005).

Nesse trabalho os atributos topográficos primários e secundários serão utilizados no intuito de delimitar as áreas mais sensíveis à perda de solos e as sujeitas à deposição de sedimento, consequentemente nutrientes e poluentes, em uma bacia hidrográfica agrícola do planalto do Rio Grande do Sul.

2.2 EROSÃO DO SOLO EM SISTEMAS AGRÍCOLAS

A erosão do solo é um processo complexo de degradação que leva à diminuição da qualidade e da produtividade do solo, uma vez que resulta em uma diminuição efetiva da profundidade da raiz, desequilíbrio de nutrientes e água,

redução de infiltração e aumento do escoamento superficial (LAL, 2001; YANG *et al.*, 2003). Além disso, a erosão do solo pode resultar na aceleração da sedimentação natural em rios e reservatórios reduzindo a sua capacidade de armazenamento, bem como tempo de vida (PANDEY *et al.*, 2007; WETZEL, 2001).

Variáveis como clima, tipo de solo, características fisiográficas, cobertura vegetal e atividades antrópicas influenciam a erosão do solo e aporte de sedimentos em bacias hidrográficas (YANG *et al.*, 2003). A influência do clima pode ser correlacionada com a erosão por meio das características da precipitação como o volume e intensidade. As características da precipitação irão determinar a magnitude da erosão. A fisiografia da bacia hidrográfica como a declividade do terreno, atributos do solo, características da rede de drenagem, irão determinar a capacidade de transferência dos sedimentos pelas vertentes e rios. O efeito do uso e manejo dos solos tem a propriedade de atenuar ou agravar os fatores anteriores (KIMOTO *et al.*, 2002; DUNJÓ *et al.*, 2003). A alteração da cobertura vegetal natural para uso agrícola, por exemplo, pode modificar os processos atuantes na erosão em várias ordens de magnitude em comparação com uma área não perturbada (MORGAN, 2005).

Dentre as formas de erosão, a hídrica é a mais importante (ZACHAR, 1982). Esta forma de erosão compreende três fatores físicos distintos: desagregação, transporte e deposição (MEYER e WISCHMEIER, 1969). A desagregação compreende o processo de redução e individualização das partículas agregadas do solo causadas pelo impacto das gotas de chuva e pela força de cisalhamento do fluxo d'água. As partículas desagregadas salpicam com as gotículas de água e retornam a superfície, selando-a e reduzindo a infiltração assim se inicia o processo de transporte. O sedimento desagregado é transportado declive abaixo principalmente pelo fluxo de água, embora haja uma pequena quantidade transportada pelo salpico da gota de chuva (WALLING, 1988).

Uma vez iniciado o escoamento, a quantidade e tamanho do material transportado irão depender do volume e velocidade do escoamento. Os sedimentos finos se deslocam com velocidade tal qual a da água, enquanto que o sedimento mais grosseiro só pode se mover ocasionalmente e ainda, permanecer muito tempo em repouso (EDWARDS e GLYSSON, 1999).

Em suspensão no meio líquido encontra-se em maior quantidade partículas finas, como argila e silte e pequena quantidade de material grosso, como areia. Em

regime de grande velocidade e turbulência a quantidade de areia em suspensão pode aumentar. O movimento de partículas em suspensão é considerado igual à velocidade da corrente (EDWARDS e GLYSSON, 1999).

Na carga sólida do leito encontra-se o material grosso, como areias e pedregulhos. Em algum ponto da curva descendente, pode diminuir a inclinação da vertente, o que resulta em uma diminuição da velocidade e, portanto, a diminuição da capacidade de transporte (LAL, 2001). O sedimento é então depositado, começando com agregados maiores. As partículas menores são transportadas para as porções mais baixas e planas, o que resulta no que é conhecido como o enriquecimento por particulas finas.

As bacias hidrográficas por serem integradas através de movimentos da água têm sido adotadas como unidades físicas de reconhecimento, caracterização e avaliação a fim de facilitar a abordagem sobre a degradação dos recursos solo e água, pois, como visto, o movimento da água na paisagem carrega consigo sedimentos dissolvidos, suspensos, arrastados ou rolados, que são mobilizados a partir de um local e depositados em outro. Esta translocação de sedimentos tem respostas geomórficas e pedológicas isto é, afeta as formas da superfície terrestre e as propriedades morfológicas (físicas, químicas e biológicas) do solo (CONACHER, 2002).

A maioria dos estudos relacionados aos impactos da erosão do solo em bacias hidrográficas agrícolas tem tradicionalmente enfocado os problemas em relação à degradação do solo, à redução da produtividade e da segurança alimentar e, à destruição de um recurso essencial e não renovável na escala de vida humana (LAL, 1998; MORGAN, 2005; MINELLA, 2007). Esses efeitos são denominados de efeitos locais de erosão, entretanto, a comunidade científica tem dispensado grande atenção, também, para os efeitos dos sedimentos fora do local da erosão.

Os efeitos fora do local de erosão incluem um largo conjunto de impactos em potencial como assoreamento de reservatório, rios, portos, canais de irrigação e danos às estruturas hidráulicas. Além dos impactos físicos, os sedimentos representam uma fonte de poluição difusa, tanto pela sua própria presença quanto à sua capacidade em carrear adsorvidos nutrientes e contaminantes dos ambientes terrestres para os ambientes aquáticos (WALLING *et al.*, 2003; MINELLA, 2007).

Para Minella (2007), o controle da erosão do solo e da transferência de sedimentos para os cursos d'água é de extrema importância para a redução da

entrada de nutrientes e demais poluentes para os sistemas fluviais, lacustres e oceânicos. Conforme este autor, no Brasil, existe uma grande demanda por informações do fluxo de sedimentos em bacias hidrográficas relacionadas, principalmente, com a alteração do uso e do manejo das terras em áreas rurais.

Diante do exposto, a identificação de locais mais propensos à perda ou a deposição de sedimento em bacias hidrográficas torna-se fundamental na gestão do problema de erosão do solo, pois possibilitará a priorização das áreas mais sensíveis para a implantação de projetos e práticas de conservação do solo. Acreditamos que isto pode ser feito com a utilização de atributos topográficos derivados de modelos digitais de elevação, desde que os mesmos representem fidedignamente as feições do terreno.

2.3 FÓSFORO EM SISTEMAS AGRÍCOLAS

O fósforo contido no solo encontra-se totalmente na forma mineral, sendo que as apatitas, fosfatos de cálcio $Ca_5(PO_4)_3$, são os minerais primários fosfatados mais comuns (TIESSEN *et al.*, 1984). Através da intemperização desses minerais e da atuação dos fatores de formação do solo (material de origem, relevo, clima, organismos e tempo), o P é liberado para a solução do solo, concomitantemente, ocorrem perdas de bases sílica e carbonatos e, aumento na atividade de elementos como ferro (Fe) e alumínio (AI), com a consequente transformação dos minerais primários em argilas 2:1, e estas em 1:1 e óxidos (TIESSEN *et al.*, 1984) e, a partir daí formam-se minerais fosfatados mais estáveis termodinamicamente, aumentando a quantidade de grupos funcionais capazes de sorver P.

O P total dos solos é composto de diferentes formas orgânicas e inorgânicas, que apresentam diferentes graus de labilidade. Conforme Barber (1995), o P no solo pode ser dividido em quatro categorias: P na forma iônica e em compostos na solução do solo; P adsorvido nas superfícies dos constituintes minerais do solo; minerais cristalinos e amorfos de P e; P componente da matéria orgânica. As concentrações na solução do solo são baixas, variando entre 0,01 e 1 mg kg⁻¹ de P e a forma H₂PO₄⁻ é a que predomina em pH abaixo de 6,0 (LARSEN, 1967).

A conversão dos ecossistemas naturais em áreas de cultivo altera profundamente a dinâmica do P no solo. Alem deste elemento, os cultivos também alteram a biodiversidade da biomassa, a quantidade de nutrientes exportados, o teor de carbono orgânico total e incorpora insumos externos ao solo. De maneira geral, conforme Rheinheimer *et al.* (2008), a alteração na distribuição das formas de P orgânico e inorgânico do solo dependerá basicamente: da quantidade de P exportado pela colheita; da taxa de reposição do P exportado do sistema; do sistema de preparo de solo adotado e, da habilidade das plantas acessarem reservas de P de formas menos lábeis.

Em solos não cultivados e pastagens o acúmulo de P se dá próximo à superfície do solo e tende a haver uma diminuição da concentração de P em profundidade (WITHERS *et al.*, 2001), enquanto em solos cultivados há uma mistura mecânica resultando em concentrações mais baixas de P na superfície e uma distribuição mais uniforme em profundidade (SIMARD, *et al.*, 2000). Em áreas de cultivo sob o sistema plantio direto, a adição de fertilizantes fosfatados promove acúmulo de P em formas inorgânicas e orgânicas na camada superficial, com diferentes graus de energia de ligação.

A literatura tem mostrado que quando a quantidade de P adicionado no solo excede o removido pelas culturas no sistema plantio direto, ele se acumula principalmente em formas inorgânicas extraídas com hidróxido de sódio (NaOH), consideradas de moderada labilidade (RHEINHEIMER e ANGHINONI, 2001; GATIBONI *et al.*, 2007; GATIBONI *et al.*, 2008; VU *et al.*, 2010; WANG *et al.*, 2010). No sistema plantio direto existem também menores perdas de P por erosão e maior acúmulo de P na superfície do solo devido à decomposição dos resíduos vegetais das plantas (RHEINHEIMER e ANGHINONI, 2001). O não revolvimento do solo no SPD pode resultar em maior quantidade de resíduos aportados na superfície do solo e maior teor de Carbono Orgânico Total (C_{OT}) no solo da camada superficial (ZAMUNER *et al.*, 2008).

Após a aplicação dos fertilizantes nas lavouras, a maior parte do P inorgânico é fixado devido à adsorção pelos sesquióxidos do solo (AI, Fe, Mn e oxihidróxidos) e minerais de argila ou, devido a precipitação como hidroxiapatita [Ca₅ (PO₄)₃(OH)]. Por conseguinte, uma parte considerável das perdas de P ocorre na forma de partículas. A mobilização se dá com as precipitações (escoamento

superficial, direto ou deflúvio) que podem gerar a erosão do solo (QUINTON *et al.*, 2001) ou por processos de lixiviação (MAGUIRE *et al.*, 1998).

A mobilização da fração mais fina do solo tem significado porque o P é preferencialmente ligado às frações coloidais e, em particular, as argilas (WALLING, 1990; QUINTON *et al.*, 2001; OWENS e WALLING, 2002), e este material vai ser carreado em suspensão por distâncias maiores em comparação com o material mais grosseiro, que também tem um menor teor de P (OWENS *et al.*, 2008) e, a extensão em que o P pode atingir a rede de drenagem está intimamente relacionada com a topografia e conectividade hidrológica¹ da paisagem.

Em bacias hidrográficas a exportação de P é altamente variável espacialmente e temporalmente devido a diferenças de relevo, geologia, clima, mudanças das condições hidrológicas e, principalmente, pelos usos antrópicos como agricultura e pecuária (WITHERS *et al.*, 2000; PAGE *et al.*, 2005). Uma grande proporção do P é entregue às águas superficiais através de fontes difusas e está associado com a erosão do solo e transferências de sedimento pelo escoamento superficial (enxurradas) (HEATHWAITE *et al.*, 2003).

Além do P, o movimento da água e de partículas do solo translocadas na paisagem move outros materiais como: matéria orgânica (viva e morta), fertilizantes e resíduos de pesticidas, nutrientes e uma gama de substâncias tóxicas, incluindo metais pesados e patógenos. Estes materiais, por sua vez, podem afetar a saúde dos vários componentes ecológicos de bacias hidrográficas como a biota aquática, a vida do solo, vegetação, fauna e da vasta gama de insetos que dependem da vegetação e corpos d'água, que fornecem alimento para as aves de ordem superior e os animais. Além disso, a água é usada por seres humanos para fins industriais, agrícolas e outros, bem como para consumo doméstico (CONACHER, 2002).

Diante dos impactos negativos que o P pode vir a causar se atingir os ecossistemas aquáticos, estudos que contemplem o papel do relevo e das atividades antrópicas na distribuição espacial e nos possíveis drenos de sedimentos e P em bacias hidrográficas agrícolas, tornam-se fundamentais para uma melhor gestão desse sistema.

¹ Considera-se aqui a conectividade hidrológica como os fluxos de matéria e energia (água, nutrientes, sedimentos, calor, etc.) entre diferentes componentes da paisagem (TETZLAFF et al., 2007).

2.4 MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO EM SISTEMAS AGRÍCOLAS

Os solos contêm carbono em ambas as formas orgânicas e inorgânicas, ou seja, carbono oxidado e não oxidado. A soma das duas formas de carbono é referida como carbono total. As formas inorgânicas de C resultam, principalmente, da desagregação das rochas e o carbono orgânico do solo (COS) é o carbono que ocorre na matéria orgânica do solo (MOS) resultante da decomposição de biomassa, constituindo cerca de 58% da massa da MOS (BAYER, 1996; CORSI *et al.*, 2012).

Conforme Lal *et al.* (2001) e Jacinthe *et al.* (2001), a pedosfera constitui o terceiro maior reservatório de carbono, depois dos oceanos (38×10^3 Pg C) e rochas (5×10^3 Pg C). A estimativa do teor de carbono armazenado na pedosfera varia entre 2300–3300 Pg de C e, uma massa de 1500–1760 Pg corresponderia ao carbono orgânico total, uma forma do COS (POST *et al.*, 1982; ESWARAN *et al.*, 1993, 1995; BATJES, 1996). Ainda, a MOS contém três vezes mais C do que o armazenado na vegetação e duas vezes mais que a atmosfera (ESWARAN *et al.*, 2000).

Entradas de carbono orgânico para qualquer ecossistema consistem principalmente de assimilação de CO₂ (produção primária) através da fotossíntese. As plantas são o elo entre o C que se encontra na atmosfera e o C que se encontra no solo na forma de MOS, uma vez que, são as responsáveis em transformar a energia luminosa do sol e a matéria fornecida pela atmosfera na forma de CO₂ e água (proveniente das chuvas, mas que deve ser armazenada no solo para o seu aproveitamento pelas plantas), em energia química e compostos orgânicos, através da fotossíntese (ROSCOE *et al.*, 2006). Entretanto, a principal fonte de energia e matéria para a biota do sistema solo vem da deposição de resíduos de plantas e animais e de exsudatos radiculares. Saídas de C a partir do mesmo sistema incluem respiração pela vegetação, decomposição de matéria orgânica (por exemplo, serapilheira), causada por atividade de microorganismos, a remoção da biomassa devido às atividades agrícolas (colheita ou limpeza de terreno), e transporte hidrológico de carbono em superfície e subsuperfície.

A MOS consiste de resíduos vegetais e animais, parcialmente decompostos por processos primariamente biológicos onde quase toda a flora e fauna viva estão direta ou indiretamente envolvidas. Os resíduos desta forma são continuamente degradados, até sua estabilização, assumindo diferentes composições químicas (GREGORICH *et al.*, 1996). A quantidade de MOS depende da entrada de material orgânico, da sua taxa de mineralização, da textura do solo e do clima, do relevo, entre outros (MULVANEY *et al.*, 2010).

Os fatores acima mencionados interagem de modo que o teor de MOS tende em direção a um valor de equilíbrio entre a adição e a decomposição do material orgânico, com forte influência dos componentes bióticos do sistema (KHORRAMDEL *et al.*, 2013). As taxas de adição e decomposição variam de acordo com a substituição da vegetação nativa por cultivos agrícolas, aliada ao manejo do solo, que afeta a atividade microbiana. O uso do solo pode, portanto, diminuir, manter ou aumentar esses estoques em relação à vegetação nativa (BAYER *et al.*, 2000; LIU *et al.*, 2003; LAL, 2004; MOREIRA e SIQUEIRA, 2006; KHORRAMDEL *et al.*, 2013).

Normalmente, a taxa de perda de MOS em sistemas agrícolas é diretamente relacionada à intensidade de revolvimento do solo, pelos seus efeitos na erosão hídrica e sobre fatores que afetam a atividade microbiana e exposição da matéria orgânica aos microrganismos e suas enzimas (GREGORICH *et al.*, 1998). Desta forma, solos não cultivados quando submetidos a sistemas de preparo convencional com lavrações e gradagens apresentam um decréscimo expressivo dos estoques de MOS por erosão hídrica e decomposição microbiana, sendo a última a principal forma de perda de MOS afetada pela utilização de máquinas agrícolas (BAYER, 1996), promovendo assim a degradação e perda de qualidade do solo.

Devido aos seus efeitos diretos e indiretos sobre as propriedades do solo, a MOS exerce forte influência sobre a capacidade produtiva do solo. Entre os vários efeitos benéficos da MOS destacam-se: a estimulação da microbiota do solo, condicionamento físico do solo, pois contribui para a formação e estabilidade dos agregados (SEGNINI, 2007), que por sua vez, fornecem um ambiente para a proteção física das frações lábeis contra a degradação microbiana; efeito químico sendo responsável por 75 a 85% da capacidade de troca de cátions (CTC) (SIQUEIRA NETO *et al.*, 2009), pH, condutividade elétrica (CE), ciclagem de nutrientes e complexação de elementos tóxicos do solo e; efeito tampão biológico.

A decomposição do material orgânico também deve ser considerada fonte de nutrientes no solo, pois sua decomposição resulta em mineralização dos nutrientes dos tecidos das plantas (CONCEIÇÃO *et al.*, 2005; PAVINATO e ROSOLEM, 2008) também, de controle térmico e melhor retenção de água (UNGERA *et al.*, 1991; CONCEIÇÃO *et al.*, 2005; BOULAL *et al.*, 2011). Quanto

maior a quantidade de resíduos orgânicos retornados para o solo, maior a cobertura da superfície do solo e maior a proteção da estrutura do solo contra perturbações naturais e antropogênicas (BLANCO-CANQUI e LAL, 2009).

As diferentes atividades agrícolas possuem um importante papel no estoque de MOS e variam de acordo com o tipo de solo, sistema de cultivo e manejo e condições climáticas específicas de cada região. Estes fatores irão favorecer ou retardar os processos de decomposição dos resíduos e de decomposição e síntese da MOS (LOVATO, 2001). Por exemplo, o grande acúmulo de C encontrado em regiões pantanosas (723 Mg ha⁻¹) ocorre devido à inibição da decomposição pela falta de O₂, consequentemente baixa respiração. As florestas tropicais, boreais e temperadas e os campos temperados acumulam aproximadamente 200 Mg C ha⁻¹ com uma meia vida de 29 a 91 anos, contrastando com os campos temperados que possuem uma meia vida para o carbono de 61 anos, os campos tropicais com baixo conteúdo de MOS tem meia vida de apenas 10 anos (PAUL e CLARK, 1996).

Em solos tropicais, intensamente intemperizados, que apresentam como uma das suas principais características químicas a baixa CTC, o teor de MOS tem importância fundamental, pois nesses solos a contribuição da CTC pelos minerais de argila é extremamente limitada (CONCEIÇÃO *et al.*, 2005). Nessas regiões, as taxas de perda da MOS são até cinco vezes maiores do que em regiões temperadas (SANCHEZ e LOGAN, 1992), consequentemente, nestas regiões perdas de matéria orgânica equivalem a metade do seu conteúdo original em solos sob vegetação natural e têm sido observadas em menos de 10 anos (TIESSEN *et al.*, 1992, 1994).

Os solos do Sul do Brasil são, em sua maioria, medianamente-altamente intemperizados. Nesses solos, a fração orgânica apresenta uma grande importância na capacidade de troca de cátions, complexação de Al tóxico e micronutrientes, atividade microbiana, e agregação, entre outras propriedades, direta ou indiretamente relacionadas (MIELNICZUK, 1988). Desta forma, a diminuição dos estoques de MOS em decorrência do manejo inadequado do solo resulta num processo acelerado de degradação física, química e biológica, com reflexos negativos na sua capacidade produtiva. No Rio Grande do Sul, Potker (1977) observou perdas de 50% do conteúdo de matéria orgânica original de solos cultivados, principalmente na sucessão trigo/soja, durante um período de 15 anos, em solos com diferentes texturas e mineralogia.

Dada à degradação dos solos da região sul do Brasil, programas de pesquisa e extensão começaram a ser implementados a partir do final da década de 70, com a adoção de sistemas conservacionistas de manejo, baseados num objetivo principal, a cobertura do solo e o plantio direto foi o sistema de manejo que melhor incorporou este objetivo. O sistema plantio direto representa uma alternativa de manejo altamente conservacionista, apresentando vantagens como o controle da erosão hídrica e a melhoria na qualidade do solo e da água (LAL, 2004). Por não revolver o solo, deixando os resíduos vegetais na superfície, o SPD interfere menos na taxa de decomposição da MOS o que favorece a manutenção e até o acúmulo da mesma (BAYER e MIELNICZUK, 1999). Como a MOS está relacionada a importantes atributos de qualidade do solo, sua preservação, através do SPD, constitui-se em uma das principais vantagens da adoção desse sistema.

Além da ausência de revolvimento do solo, a adoção de sistemas de rotação que incluam culturas com grande formação de fitomassa (aérea e radicular) de elevada relação C:N (nitrogênio) é fundamental para preservação da MOS (BAYER e MIELNICZUK, 1999; BAYER *et al.*, 2000). Assim, dependendo das práticas agrícolas que são utilizadas o solo irá agir como um dreno ou uma fonte de CO₂ para a atmosfera (LAL, 2004).

Diante do exposto, compreender os padrões e processos envolvidos na perda e redistribuição de C através de paisagens agrícolas é fundamental para compreender o potencial de sequestro de carbono nesses sistemas. Contudo, a maioria dos pesquisadores têm concentrado seus estudos em parcelas, utilizando grades de amostragem para estudar a relação entre redistribuição de solo e C (VANDENBYGAART, 2001; HAO *et al.*, 2001; PENNOCK e FRICK, 2001; RITCHIE e McCARTY, 2003; ZHANG *et al.*, 2013) ou, comparando o efeito de diferentes práticas de manejo do solo como SPD e preparo convencional (PC) por um período de tempo sobre os teores de C, dentre outros nutrientes (SALVO *et al.*, 2010; TIECHER *et al.*, 2012). Apesar do longo histórico de pesquisas, há poucos trabalhos na escala de bacias hidrográficas e, quando há estão mais relacionados às perdas de carbono por escoamento superficial durante eventos (CHAPLOT, 2005; POLYAKOV e LAL, 2008).

Assim, analisar as inter-relações de usos da terra e a posições no relevo com os teores de carbono ajudarão a entender os padrões de distribuição espacial e

vertical do carbono, além de elementos químicos associados, como o P, em bacias hidrográficas agrícolas.

2.5 RETENÇÃO DE SEDIMENTO E POLUENTES EM ZONAS ÚMIDAS

Zonas úmidas, no Brasil também conhecidas como banhados, são locais na paisagem com presença de água rasa ou solo saturado de água durante todo o ano ou por períodos variáveis de tempo durante o ano (EPA, 2013). Podem ser encontradas ao longo da costa oceânica, lagos, rios e córregos oferecendo inúmeras funções hidrológicas, ecológicas e ambientais.

Na hidrologia, zonas úmidas interceptam e armazenam temporariamente água e sedimento do escoamento superficial (HAYASHI e VAN DER KAMP, 2000; ANTONIC *et al.*, 2001), aumentando a disponibilidade de água para a evaporação e infiltração, diminuindo os picos de cheia e lentamente liberando-a de volta para o sistema. Dessa forma minimizam danos causados pelas inundações e protegem as margens da erosão durante tempestades. Isso se dá, pois a vegetação de zonas úmidas reduz o efeito erosivo da água corrente diminuindo a velocidade de enchentes, retendo sedimento e nutrientes adsorvidos.

São bons filtros de água, pois sua localização lhes permite interceptar e assimilar muitos poluentes antes que eles entrem nos rios, córregos ou lagos (EPA, 2013). Também, fornecem *habitat* para pássaros e animais selvagens (HAYASHIA e VAN DER KAMP, 2000). Em termos globais, o valor total dos serviços ecológicos gerado por zonas úmidas foram estimados em 4,9 trilhões dólares/ano (COSTANZA *et al.*, 1997).

A taxa de deposição de sedimento dentro de uma zona úmida é controlada por uma combinação de processos biológicos, físicos e hidrológicos (LEONARD, 1997) que podem influenciar os padrões espaciais e temporais tais como: o tamanho da bacia hidrográfica, alterações antrópicas e o grau de conectividade com os ecossistemas de água doce - rios, córregos, lagos e estuários (BULLOCK e ACREMAN, 2003). Contudo, um fator chave que influencia a deposição de sedimentos nesses locais é a disponibilidade (LEONARD *et al.*, 2002).

Um exemplo de alteração de uma zona úmida que pode impactar suas funções ecológicas e ambientais é a sua conversão para agricultura através da abertura e canalização de drenos. Quando isso ocorre pode haver diminuição da qualidade da água pela redução da capacidade de remoção de poluentes; aumento da frequência de inundações e descargas de pico devido a diminuição da capacidade de armazenamento e; perda da biodiversidade e *habitats* de espécies aquáticas e terrestres.

Um nutriente/poluente associado ao sedimento de águas superficiais que entram em zonas úmidas e que pode causar grande impacto se atingir os ecossistemas aquáticos é o fósforo. O P é um ingrediente essencial à vida de plantas e animais, por isso é considerado um nutriente, no entanto, até uma coisa boa quando em excesso se torna ruim (EPA, 2013). O excesso de nutrientes transportados pelas águas superficiais, tais como os de áreas agrícolas, pode contribuir para a eutrofização das águas superficiais a jusante (VADAS *et al.*, 2009).

As zonas úmidas por estarem na interface terra-água são eficazes na remoção e armazenamento de fósforo de águas que fluem através delas. Algumas zonas úmidas são capazes de remover 85-90% de P da água da enxurrada (EPA, 2013). Microorganismos e plantas absorvem esse nutriente e armazenam o restante no solo. Algas e algumas plantas vasculares podem também converter fosfatos para utilizar subprodutos, assim removendo-os do sistema.

A libertação do P a partir do sedimento depositado em zonas úmidas para águas superficiais é normalmente o resultado de um processo de difusão controlada devido a um gradiente de concentração de P entre o solo subjacente e água sobrejacente (REDDY *et al.*, 1999) e depende de várias características e condições ambientais tais como: o pH (MOORE e REDDY, 1994); teor de Fe e de Al em solos ácidos (RICHARDSON, 1985); temperatura da água e do solo, que influencia a atividade microbiana (MALECKI *et al.*, 2004); concentração de P na água sobrejacente e no solo subjacente (NOVAK *et al.*, 2004); mineralização do P orgânico do solo (FISHER e REDDY, 2001); teor de oxigênio e força iônica da interposição de enchente (RYDEN e SYERS, 1975), as condições redox do solo (BRIDGHAM *et al.*, 2001) e, as condições hidrológicos do solo antecedentes (DUNNE *et al.*, 2006; ALDOUS *et al.*, 2005).

A capacidade das zonas úmidas em remover poluentes pode ser sobrecarregada quando estas receberem fluxos significativos de águas pluviais e poluentes de terras altas. Dessa forma, a zona úmida terá sua capacidade de filtro reduzida e essas áreas podem passar de dreno para fonte temporária de
sedimentos e nutrientes (PHILLIPS, 1989; FISHER e REDDY, 2001; JORDAN *et al.*, 2003; ALDOUS *et al.*, 2007; BOSTIC e WHITE, 2007). Isso significa que não podemos esperar que as zonas úmidas por si só, resolvam os problemas de poluição, pois cada zona úmida tem uma capacidade limitada de reter/absorver nutrientes, metais, sedimentos, dentre outros poluentes.

No ambito do presente trabalho, avaliar as concentrações de P e C, dentre outros elementos químicos em zonas úmidas torna-se uma grande contribuição para as pesquisas relacionadas ao tema, pois esses locais têm sido negligenciados e seu papel de filtro ou mesmo fonte de poluentes para os sistemas aquáticos são pouco discutidos na literatura nacional.

3. MATERIAL E MÉTODOS

Neste tópico são apresentados os procedimentos e técnicas utilizados para a realização do trabalho, os itens estão dispostos de acordo com a execução dos objetivos propostos como mostra a Figura 2. Inicialmente, foi realizando um levantamento de dados cartográficos da área, posteriormente detalham-se os procedimentos utilizados para a geração dos modelos digitais de elevação, os softwares utilizados para a extração dos atributos topográficos primários e secundários e, é descrita a técnica de tabulação cruzada de mapas para a predição de áreas mais propensas a perda e deposição de sedimento. Após a geração do mapa, são definidos os pontos de amostragem de solo e são descritos os procedimentos de coleta e armazenamento das amostras de solo e, as metodologias utilizadas em laboratório para as determinações dos atributos físicos e químicos do solo. Finalmente, os métodos estatísticos utilizados para análise dos dados gerados.



Figura 2 – Fluxograma com as etapas adotadas para a execução da pesquisa.

3.1 LOCALIZAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A bacia hidrográfica (BH) estudada está inserida em um assentamento de reforma agrária, localizado na região central do Estado do Rio Grande do Sul (RS), no Município de Júlio de Castilhos, possuindo 80,2 ha (Figura 3). Esta BH foi selecionada por dois motivos: primeiro, porque a fonte de recurso utilizada para a execução do presente trabalho previa que a área deveria estar inserida em um assentamento de reforma agrária; segundo, porque a mesma é representativa das feições de relevo da Formação Tupanciretã, que abrange uma grande parte do planalto do Rio Grande do Sul e, que apresenta sérios problemas de erosão do solo, muitas vezes chegando a transpor as vertentes.



Figura 3 – Imagem ilustrando a localização da área estudada.

Os trabalhos nesta bacia hidrográfica tiveram início no ano de 2009 quando o projeto "Aspectos quanti-qualitativos relacionados aos sedimentos e a água numa pequena bacia hidrográfica ocupada por agricultores assentados pela reforma agrária" foi aprovado no Edital MCT/CNPq/CT–Agronegócio/CT–HIDRO – 27/2008 (R\$ 161.433,66). Desde então, já foram defendidas duas teses (Índices de desempenho ambiental e comportamento hidrossedimentológico em duas bacias hidrográficas rurais, 2013 e; Transferência de fósforo em pequenas bacias hidrográficas com predomínio de sistema plantio direto precário, 2014) e uma

dissertação (Qualidade da água e sua relação com o uso da terra em duas pequenas bacias hidrográficas, 2011). Mais dois projetos de dissertação e um de tese (presente trabalho) estão em andamento, sob a orientação do professor Danilo Rheinheimer dos Santos.

Atualmente, além do recurso financeiro do projeto citado anteriormente, há mais três projetos em andamento que contemplam a bacia hidrográfica do assentamento Alvorada, sendo eles: Edital MCTI/CNPq n° 14/2012 – Universal "Transferência de fósforo de solos agrícolas para ambientes aquáticos" (R\$ 93.320,00); Edital FAPERGS n° 008/2009 "Água e poluentes, das lavouras às cidades: avaliação e tecnologias melhoradas de manejo em rede de bacias hidrográfica" (R\$ 793.820,08) e; Edital da Finep "Mais Água" (R\$ 11,3 milhões, R\$ 6,79 milhões pela Finep e R\$ 4,52 milhões de contrapartida do Governo do Estado).

Com relação aos aspectos físicos do local, o clima da região é o subtropical medianamente úmido com variação longitudinal das temperaturas médias. A temperatura média anual varia entre 17–20°C. A temperatura média do mês mais frio oscila entre 11–14°C e a temperatura média do mês mais quente varia entre 23–26°C e a precipitação fica entre 1500–1700 mm ao ano em 90–110 dias de chuva (ROSSATO, 2011).

A geologia da área é composta pela Formação Tupanciretã (Figura 4), um conjunto litológico bastante heterogêneo em que predominam conglomerados, arenitos e intercalações de delgadas camadas de argila. São via de regra, de cor avermelhada, às vezes amarelo esverdeados, com granulação variável, de fina a conglomeráticos média. mal classificados, е eventualmente constituídos essencialmente de quartzo e, subordinadamente, feldspato alterado a caulinita (MENEGOTTO et al., 1968). Apresentam-se, de modo geral, muito friáveis e, às vezes endurecidos por silicificação epigenética, sendo o cimento mais comum os óxidos de ferro. Os conglomerados ocorrem na base da sequência e são constituídos por uma matriz arenosa, de granulação fina a média, contendo seixos e blocos subangulosos de basalto amigdalóide e/ou efusivas ácidas, quase sempre totalmente alteradas, calcedônias e quartzo leitoso. As camadas argilosas apresentam pequena espessura e intercalam-se com a sequência arenosa, particularmente próxima ao seu topo (MENEGOTTO et al., 1968).

A Formação Tupanciretã ocorre de modo geral nas partes mais elevadas da topografia, compondo elevações em estágio adiantado de dissecação, o que lhes

confere, em imagens de radar, uma textura lobular característica. Sua espessura média é de 60 m atingindo no máximo, cerca de 80 m e sua origem é continental fluvial, pertencente ao terciário inferior (IBGE, 1986). Na área estudada, observa-se uma tendência de formação de voçorocas, especialmente devido às práticas agrícolas que não levam em conta a fragilidade dos solos e processos de *piping* são frequentes (CAPOANE e RHEINHEIMER, 2012).



Figura 4 - Litologia da área estudada. Fonte: Menegotto et al. (1968).

As características do relevo em si estão inteiramente relacionadas à litologia do local, de modo geral, constituído por colina suave ondulada, bem arredondada, regionalmente conhecida por coxilhas. A área de estudo está inserida na Região Geomorfológica Planalto das Missões, sobre a Unidade Geomorfológica do Planalto de Santo Ângelo (IBGE, 1986). A classe de solo predominante na área estudada é Argissolo Vermelho localizado no topo de coxilhas, Argissolo Bruno no terço médio e inferior das encostas e Gleissolo Háplico nas baixadas e a textura do solo é franco-argilo-arenosa (ALVAREZ, 2014).

A rede de drenagem é formada por vários pequenos cursos d'água, as nascentes têm comportamento intermitente, sujeitas a influência de períodos de estiagem e frequentemente ficam secas. As águas do assentamento drenam para a bacia hidrográfica do Alto Jacuí, que desemboca no Rio Guaíba, em Porto Alegre.

Os remanescentes florestais estão no domínio da Floresta Estacional Decidual com Vegetação Secundária e Atividades Agrárias, como também do contato desta tipologia florestal com a Estepe com Atividades Agrárias (IBGE, 2004). Em levantamento florestal realizado na área de estudo foram identificados indivíduos arbóreos de 14 famílias botânicas distribuídos em 14 gêneros e 15 espécies (CAPOANE, 2011).

Com relação ao uso da terra, este mudou drasticamente após a implantação do assentamento Alvorada no ano de 1996. Até então, o sistema presente era campo nativo com criação de gado de corte de forma extensiva e, pequenas lavouras eram cultivadas para alimentação do gado. Após a implantação do assentamento, mais de 90% das áreas de campo nativo foram convertidas para a produção de grãos (CAPOANE e RHEINHEIMER, 2012).

O sistema de preparo do solo adotado quando da implantação do assentamento foi o convencional, que possibilitou a desagregação e o transporte deste, reduziu sua cobertura pela incorporação dos resíduos superficiais, deixando-o exposto à ação da chuva, facilitando o selamento superficial, aumentando assim, o volume e a velocidade da enxurrada. Recentemente o sistema de manejo que vem sendo adotado pelos proprietários do assentamento é o sistema plantio direto (SPD), contudo o mesmo vem sendo mal manejado pelos agricultores (ALVAREZ, 2014) como mostram as Figuras 5 e 6.



Figura 5 – Imagens ilustrando processos erosivos no assentamento Alvorada. Lavouras com processo erosivo acelerado (a, b); galeria de escoamento subsuperficial com colapso de teto pelo tráfego de maquinário agrícola (c). Fotos: CAPOANE, V.; ALVAREZ, J. W. R.

Os remanescentes de campo nativo encontram-se próximos a cursos d'água e atualmente estão bastante degradados devido ao pastejo intensivo do gado durante todo o ano (CAPOANE e RHEINHEIMER, 2012). Na bacia hidrográfica estudada estão inseridas sete propriedades e a economia local baseia-se no cultivo da soja transgênica e na bovinocultura leiteira.



Figura 6 – Imagens ilustrando processos erosivos no assentamento Alvorada. Lavouras com processo erosivo acelerado com deposição de sedimento em um açude (a); galeria de escoamento subsuperficial com colapso de teto pelo trafego de maquinário agrícola (c). Fotos: CAPOANE, V.; ALVAREZ, J. W. R.

3.2 GERAÇÃO DOS MODELOS DIGITAIS DE ELEVAÇÃO E EXTRAÇÃO DOS ATRIBUTOS TOPOGRÁFICOS PRIMÁRIOS E SECUNDÁRIOS

O relevo exerce influência significativa nos processos hidrológicos (superficiais e sub-superficiais) e hidrossedimentológicos, logo, pode ser utilizado para avaliar a perda e translocação de sedimento em bacias hidrográficas. Nesse trabalho foram utilizados modelos digitais de elevação gerados a partir de duas fontes de dados: carta topográfica da Diretoria do Serviço Geográfico do Exército (1976) na escala 1:50.000, Folha Val de Serra - SH.22.V.C.I–4, que é a base de dados gratuita mais facilmente obtida e, pontos cotados obtidos a partir de um levantamento altimétrico utilizando um receptor GPS/GNSS *Real Time Kinematic* (RTK) no ano de 2012.

As informações extraídas da carta topográfica foram: curvas de nível, pontos cotados e rede de drenagem, mantendo-se a equidistância vertical de 20 m. Para a geração do MDE com dados do levantamento com o RTK, foram utilizados pontos cotados e a resolução escolhida foi 5 metros.

No levantamento topográfico com GPS/GNSS operando no modo RTK, foram obtidos 4.039 pontos amostrais com distribuição irregular (densidade de 50 pontos/hectare). O caminhamento foi feito ao longo das principais feições topográficas e os lugares que apresentaram maior discrepância altimétrica como taludes de estradas, taipa de açudes e borda de lavouras, foi feito um maior número de pontos a fim de representar corretamente a realidade física (Figura 7). Nas áreas planas, esse adensamento de pontos é desnecessário. Nos interflúvios a retirada dos pontos foi além dos mesmos, a fim de facilitar a delimitação dos divisores de água da bacia hidrográfica. A distribuição espacial dos pontos de amostragem pode ser visualizada na Figura 7.



Figura 7 – Distribuição espacial dos pontos obtidos no levantamento topográfico com o GPS/GNSS *Real Time Kinematic* no ano de 2012.

No posicionamento por RTK, um receptor permaneceu fixo na estação de referência (Base) enquanto outro foi posicionado nos pontos de interesse (Rover). Os pontos foram posicionados em tempo real, através de correções diferenciais enviadas através de *link* de rádio da base para o rover. A estação de referência

utilizada no posicionamento pelo RTK foi implantada no interior da área, com o objetivo de fornecer bases curtas ao posicionamento. Para bases dessa ordem de comprimento, o RTK fornece acurácia centimétrica.

Os processamentos e ajustamentos não foram efetuados, pois o RTK trabalha com processamento em tempo real, sendo assim, a coordenada final de cada ponto é obtida instantaneamente. Porém, os pontos foram importados no TOPCON TOOLS a fim de repassar os pontos para outras extensões como a DWG. O receptor utilizado no trabalho foi do modelo *HiperLite* da Topcon, o qual rastreia observações GPS nas duas frequências (L1 e L2).

O software utilizado para a interpolação dos dados para a geração dos modelos digitais de elevação foi o ArcGIS 10, na extensão *topo to raster*, que resulta em melhor consistência hidrológica (HUTCHINSON, 1989), sendo que não foi utilizada a extensão *fill* para preenchimento das depressões. A partir dos MDEs gerados, realizaram-se as operações para o cálculo preliminar da distribuição espacial dos atributos topográficos primários e secundários como a determinação da declividade, área de contribuição, curvatura, índices topográficos de umidade e capacidade de transporte de sedimento.

Os mapas de declividade e curvatura foram gerados no *software* ArcGIS 10 e os índices topográficos de umidade e capacidade de transporte de sedimento no *software* SAGA GIS 2.0.8. A migração do *software* ArcGIS para o SAGA GIS deu-se, pois o ArcGIS considera o fluxo unidimensional, utilizando um único algoritmo de distribuição fluxo o *Deterministic 8* (D8) (O`CALLAGHAN e MARK, 1984), já o *software* SAGA GIS é muito mais evoluído neste aspecto, pois considera o fluxo bidimensional, apresentando inúmeras opções de algoritmos de distribuição de fluxo. Para este trabalho foi utilizado o algoritmo *Deterministic Infinity* (D∞) (TARBOTON, 1997).

3.3 ALGEBRA DE MAPAS

A partir dos mapas gerados no ArcGIS e no SAGA GIS foi efetuada a tabulação cruzada para a predição de áreas mais propensas a perda e deposição de sedimento, consequentemente nutrientes/poluentes adsorvidos a ele. O método de tabulação cruzada consiste na integração das variáveis por superposição de mapas

ou álgebra de mapas, constituindo na sobreposição das classes dos atributos topográficos na forma de matrizes, nas quais são executadas operações de cálculo dentro de um ambiente do sistema de informação geográfica (TOMLIN, 1983). Este método considera pesos atribuídos (SILVEIRA, 2010), no caso, atributos topográficos primários e secundários. A discretização em classes é necessária para que a partir dessas classes seja realizada a sobreposição das variáveis.

A declividade foi separada em classes de acordo com os critérios da Embrapa (2006) cujas classes são: 0 a 3% relevo plano, entre 3 a 8% relevo suave ondulado, 8 a 20% ondulado, 20 a 45% relevo forte ondulado, entre 45 a 75% relevo montanhoso e > 75% relevo escarpado. Na área de estudo ocorreram às quatro primeiras classes.

Para o atributo índice topográfico de capacidade de transporte de sedimento (ITCTS) foram feitos testes com número de intervalos variáveis, analisando-se sempre os histogramas de acordo com as distribuições dos pixels, bem como sempre foi observado às respostas das divisões das classes em relação as curvas de nível extraídas do MDE, a fim de que se pudesse chegar a uma representação confiável para a área estudada, considerando o potencial de atuação da erosão hídrica. O ITCTS foi dividido em quatro classes sendo elas: 0; 0-3; 3-15 e; >15.

O índice topográfico de umidade (ITU) foi discretizado em quatro intervalos, cujas classes são: <5; 5-8; 8-10; >10. O critério adotado para a divisão do ITU em classes foi a imagem de satélite onde era possível visualizar as áreas úmidas e, o conhecimento da área pelos trabalhos de campo.

O perfil de curvatura descreve a flexão de uma superfície na direção do declive. Os valores negativos indicam curvatura de perfil convexo; valores positivos indicam perfil de curvatura côncava, enquanto valores nulos indicam um perfil reto ou linear. O plano de curvatura pode ser descrito como a curvatura da superfície perpendicular à direção do declive, para a qual os valores positivos referem-se a vertentes divergentes, negativos a vertentes convergentes e valores nulos a vertentes planares (VALERIANO, 2003). Para a discretização do perfil de curvatura foram utilizados valores superiores a 0,05, para representar segmentos côncavos de vertentes, inferior a -0,05 para convexos e entre -0,05 a 0,05 segmentos retilíneos. Para o plano de curvatura repetiu-se o procedimento do atributo perfil de curvatura. Os intervalos entre as classes foram atribuídos de modo semelhante aos critérios adotados por Valeriano e Carvalho Júnior (2003) e Silveira (2010).

A etapa de integração de atributos topográficos foi realizado no software ArcGIS 10 com o módulo Spatial Analyst Tools \rightarrow Map Algebra \rightarrow Raster Calculator. As combinações realizadas visaram à representação das unidades da paisagem mais propensas a perda e à deposição de sedimento. Na Tabela 1 pode ser visualizada as combinações entre os diferentes atributos topográficos.

	Declividade										
	Classes	0-3 (1)	3-8 (2)	8-20 (3)) 20-45 (4)						
TS	0 (10)	11	12	13	14						
ITC	0-3 (20)	21	22	23	24						
	3-15 (30)	31	32	33	34						
	>15 (40)	41	42	43	44						
Grupo 1		11,	12, 21		Baixo						
Gru	ро 2	12,13, 14,	22, 23, 31, 41		Médio						
Gru	ро 3	24, 3	2, 33, 42		Alto						
Gru	ро 4	34,	43, 44		Muito Alto						
e -	Grupos/Classe	4-5 (1)	5-8 (2)	8-10 (3)	> 10 (4)						
dad TS	Grupo 1 (10)	11	12	13	14						
i T D	Grupo 2 (20)	21	22	23	24						
Dec	Grupo 3 (30)	31	32	33	34						
-	Grupo (40)	41	42	43	44						
Gru	ро 1	13, 14, 24			Baixo						
Grupo 2		11, 12, 2	2, 23, 33, 34		Médio						
Grupo 3		21, 32, 43, 44			Alto						
Gru	ро 4	31,	41, 42		Muito Alto						

Tabela 1 – Matriz de combinações dos atributos índice topográfico de capacidade de transporte de sedimento (ITCTS), declividade e índice topográfico de umidade (ITU).

3.4 AMOSTRAGEM DE SOLO NA BACIA HIDROGRÁFICA

Para a coleta das amostras de solo foi utilizada uma malha irregular de uma área total de 80,2 ha. Isso porque, o objetivo principal do trabalho era avaliar os efeitos do relevo e do uso da terra na distribuição espacial e em profundidade de elementos químicos na escala de bacia hidrográfica e vertente. Então, as amostras de solo foram coletadas em ambientes propensos a perda e deposição de sedimento, partindo do pressuposto de que em ambiente propenso a perda, a concentração de elementos químicos será menor e, em ambientes propensos a deposição, a concentração de elementos químicos será maior servindo como dreno de poluentes.

Os pontos de amostragem foram dispostos tanto em ambiente aeróbico (bem drenado) quanto anaeróbico (mal drenado) e, em diferentes classes de usos da terra (lavouras, campo antrópico, área úmida e mata). As coletas foram realizadas nos meses de julho e agosto de 2013 em 57 pontos de amostragem.

Em cada ponto de amostragem foram coletadas amostras de solo em cinco profundidades 0–5, 5–10, 10–20, 20–40, 40–60 cm, perfazendo um total de 285 amostras (57x5). Nos pontos de amostragem nas lavouras, campo antrópico e matas foram abertas trincheira com pá de corte e nas áreas úmidas foi utilizado um coletor de monolito (Figura 8) em função da constante saturação hídrica e impossibilidade de abertura de trincheiras.



Figura 8 – a) Coletor de monolito utilizado para a amostragem de solo nas áreas úmidas; b) Coletor sendo cravado no solo com mareta; c) Retirada do coletor com a amostra de solo utilizando uma talha; d) Amostra de solo de uma área úmida. Fotos: CAPOANE, V.

Após a coleta, as amostras de solo foram colocadas em sacos plásticos, acondicionadas em caixas e transportadas até o Laboratório de Química e Fertilidade do Solo da Universidade Federal de Santa Maria, onde foram secas em estufa de circulação forçada de ar à \pm 50°C, peneiradas em malha de 2 mm (fração terra fina) e, armazenadas em potes plásticos até o momento das análises físicas e químicas.

3.5 TOPOSSEQUÊNCIAS PARA O ESTUDO NA ESCALA DE VERTENTE

No intuito de avaliar a variabilidade espacial e em profundidade das concentrações de elementos químicos e o papel do relevo e do uso da terra na distribuição e acúmulo de sedimento na escala de vertente, foram selecionadas duas topossequências. A opção por duas topossequências foi porque uma delas apresentava área úmida drenada (Figura 9) e a outra, área úmida não drenada (Figura 10), então além de avaliar a distribuição de elementos químicos considerando a posição na encosta e o uso da terra, seria possível avaliar o impacto que a drenagem de áreas úmidas provoca nos ciclos biogeoquímicos do P e do C. Os pontos selecionados para esta etapa estão incluídos entre os 57 pontos de amostragem da bacia hidrográfica (Figura 11).

3.5.1 Caracterização das topossequências

As topossequências foram nomeadas como topossequência 1 (Tp1) e topossequência (Tp2), Figuras 9 e 10 respectivamente. A topossequência 1 possui quatro pontos de amostragem e a topossequência 2, cinco. Os pontos de amostragem de solo foram distribuídos da parte mais alta até à parte mais baixa da paisagem.

Na topossequência 1 a amplitude entre os pontos é de aproximadamente 11 metros e o comprimento de rampa entre o Tp1–1 ao Tp1–4 é de 120 metros (Figura 9). Os usos da terra nos pontos amostrados são: lavoura (Tp1–1, Tp1–2 e Tp1–3) e área úmida em pousio (Tp1–4). O Tp1–1 localiza-se no topo da coxilha, próximo ao divisor d'água, ambiente aeróbico bem drenado²; o Tp1–2 no terço médio, ambiente aeróbico, moderadamente drenado; o Tp1–3 na base da encosta em ambiente mal drenado e; o Tp1–4 em área úmida, ambiente anaeróbico muito mal drenado. Entre os pontos de coleta Tp1–3 e Tp1–4 há três drenos canalizados, como pode ser

² As classes de drenagem foram definidas conforme a *United States Environmental Protection Agency* (US EPA). Fonte: http://www.epa.gov/gmpo/education/pdfs/WorldBackyard1.pdf

visualizado nas Figuras 9 e 11. Os canais foram abertos logo após a implantação do assentamento na tentativa de incorporar a área na produção de grãos. Contudo, isso é possível somente em anos em que o regime hídrico fica abaixo da média histórica.



Figura 9 – Gráfico ilustrando a localização dos perfis de amostragem de solo na topossequência 1, gerado a partir de um modelo digital de elevação com 60 cm³ de resolução espacial (RTK).

Na topossequência 2 a amplitude total entre os pontos é de aproximadamente 11 metros e a distância do Tp2–1 ao Tp2–5 é de 310 metros (Figura 10). Optou-se por incluir o Tp2–5, que estaria em uma terceira topossequência, pois o mesmo está inserido em área de campo nativo e poderia indicar o comportamento de elementos químicos no perfil do solo quando não há revolvimento do mesmo, também servir de indicador de que a maior parte dos poluentes do solo da área úmida é oriunda das áreas agrícolas.

Os usos da terra nos pontos amostrados na Tp2 são: lavoura (Tp2–1 e Tp2– 2), área úmida (Tp2–3 e Tp2–4) e campo nativo (Tp2–5) (Figura 11). Tanto a área de campo nativo quanto a úmida são utilizadas para o pastejo do gado. O Tp2–1 localiza-se na meia encosta, ambiente aeróbico; o Tp2–2 na base da encosta em ambiente mal drenado; o Tp2–3 e Tp2–4 em área úmida, ambiente anaeróbico muito mal drenado e o tp2–5, na meia encosta em ambiente moderadamente drenado.

³ Optou-se por gerar um modelo digital de elevação com 60 cm de resolução de pixel no intuito sobrepor com uma imagem do satélite *Quick Bird* de 60 cm de resolução, visando plotar no perfil altimétrico a exata localização dos canais com drenos em áreas úmidas.



Figura 10 – Gráfico ilustrando a localização dos perfis de solo amostrados na topossequência 2, gerado a partir de um modelo digital de elevação (RTK) com 60 cm de resolução espacial.



Figura 11 – Mapa de uso da terra da bacia hidrográfica estudada com a localização dos 57 pontos de amostragem de solo, com detalhe (zoom) na área das topossequências.

3.6 ANÁLISES FÍSICAS E QUÍMICAS DAS AMOSTRAS DE SOLO

Nas amostras de solo coletadas nos 57 pontos e nas diferentes profundidades, foram avaliados os parâmetros: densidade, pH (H₂O), granulometria, fósforo total (P_T), fósforo orgânico total (P_{OT}) e fósforo disponível (P_D), teores de ferro (Fe) e alumínio (AI) cristalinos e amorfos, carbono orgânico total (C_{OT}) e estoque de carbono. Os atributos físicos e químicos do solo foram selecionados, pois se

relacionam com as concentrações de fósforo no solo e com a sua disponibilidade. Além disso, a determinação dos teores de carbono no solo é de grande interesse em termos de gestão da paisagem e sequestro de carbono.

A densidade do solo foi determinada pelo método do anel volumétrico, conforme Embrapa (1997), o qual se fundamenta no uso de um anel de bordas cortantes com capacidade interna conhecida. O pH_{H2O} foi determinado seguindo a metodologia da Embrapa (1997). A fração areia foi medida por peneiramento e a fração silte e argila foram determinadas pelo método proposto por Muggler *et al.* (2007), utilizando um analisador de distribuição de tamanho de partículas por multilongitude de onda, modelo LS 13 320. Os valores obtidos com o granulômetro até 2 μ m foram atribuídos à fração argila e aqueles correspondentes ao intervalo entre 2 e 63 μ m foram atribuídos à fração silte.

Os teores de fósforo total foram determinados por digestão com ácido sulfúrico (H₂SO₄) e peróxido de hidrogênio (H₂O₂) na presença de cloreto de magnésio saturado (MgCl₂) (OLSEN e SOMMERS, 1982). O P_{OT} foi determinado pelo método de ignição do solo a 550°C, com posterior extração com H₂SO₄ 0,5 mol L⁻¹, sendo a quantidade de P orgânico obtido pela diferença entre o P extraído da amostra ignificada e a não ignificada (OLSEN e SOMMERS, 1982). O P_D foi extraído conforme o método descrito por Tedesco *et al.* (1995), utilizando resina de troca aniônica. O fósforo dos extratos ácidos foi quantificado pela metodologia de Murphy e Riley (1962), utilizando um espectrofotocolorimetro UV-visível.

A quantificação dos teores e formas de ferro e alumínio de alta e baixa cristalinidade foi determinada pelo método de dissolução seletiva por ditionito-citratobicarbonato de sódio (DCB) (MEHRA e JACKSON, 1960) e do oxalato ácido de amônio no escuro (o) (MCKEAGUE e DAY, 1966), respectivamente. A extração com oxalato ácido de amônio, por ser um agente complexante, retira as formas de AI e Fe mal cristalizadas, principalmente a ferrihidrita (SCHWERTMANN e TAYLOR, 1989). Este método também pode extrair aluminossilicatados amorfos (JACKSON *et al.*, 1986). Para separar melhor os teores de Fe e AI de baixa e alta cristalinidade, optou-se por apenas uma extração com oxalato. A leitura nos extratos foi realizada por espectrometria de absorção atômica (EAA).

O teor de carbono orgânico total foi estimado pelo método de oxidação úmida com dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$) e H_2SO_4 (WALKLEY e BLACK, 1934), modificado por Tedesco *et al.* (1995). Os teores obtidos foram corrigidos para

autoanalisador de carbono conforme metodologia proposta por Rheinheimer *et al.* (2008). O estoque de carbono no solo foi calculado conforme metodologia proposta por Fernandes e Fernandes (2008), para solos sob diferentes condições de manejo, corrigindo os estoques de carbono para uma mesma massa de solo.

3.7 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Os pontos de amostragem de solo foram separados de acordo com as classes de propensão a perda e a deposição de sedimento e as médias das concentrações dos atributos do solo avaliados foram representadas de forma gráfica. Análise de correlação linear foi efetuada entre os teores dos parâmetros físicos e químicos avaliados nos 57 pontos de amostragem de solo nas cinco profundidades, com os valores dos atributos topográficos índice topográfico de umidade, capacidade de transporte de sedimento e declividade.

As médias dos teores de fósforo, carbono, pH e teores de Fe e Al cristalinos e amorfos, nas diferentes classes de uso da terra e declividade da bacia hidrográfica, foram comparadas pelo teste de *Tukey* utilizando os níveis de significância de 5% de probabilidade. Além disso, para cada atributo químico do solo estudado, realizou-se análise estatística descritiva pelo cálculo do mínimo, mediana, máximo, desvio absoluto médio, média, desvio padrão, variância e coeficiente de variação e de assimetria, com o auxílio do *software* Surfer 8. Nas topossequências os dados foram apresentados de forma gráfica, separados por topossequência.

3.8 MAPAS TEMÁTICOS

O mapa temático de uso da terra foi confeccionados no *software* ArcGIS 10, utilizando uma imagem pancromática do satélite *Quick Bird* de 22/02/2008, com resolução espacial de 60 cm. Após a vetorização dos polígonos com as diferentes classes de uso da terra em laboratório, foi feita a atualização em campo para o ano de 2013, para tal foi utilizando um GPS de navegação (Garmin 62s). A imagem de satélite utilizada foi adquirida na Empresa ENGESAT Imagens de Satélites S/C Ltda.

A interpolação e espacialização dos atributos químicos do solo avaliados no presente trabalho para a bacia hidrográfica foi realizada utilizando o *software* Surfer 8, pelo método de gradeamento por Krigagem (*Gridding method: kriging* \rightarrow *Kriging type: point*) (GOLDEN SOFTWARE, 2002). Este método de gradeamento geoestatístico tenta expressar as tendências sugeridas dentro da fonte de dados.

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste tópico são apresentados os resultados do trabalho. Para melhor discussão dos mesmos e facilitar a leitura foi feita a divisão em três itens de acordo com os objetivos propostos. No primeiro item são apresentados e discutidos os resultados da tabulação cruzada de mapas ou seja, o mapa com as classes de propensão a perda e a deposição de sedimento, bem como a avaliação da qualidade mesmo. No segundo item, são apresentados e discutidos os resultados dos atributos do solo considerando o relevo e uso da terra na escala de bacia hidrográfica. No terceiro item, são apresentados e discutidos os resultados dos atributos do solo avaliados na escala de vertente, considerando a posição na encosta e o uso da terra.

4.1 TABULAÇÃO CRUZADA PARA A PREDIÇÃO DE ÁREAS PROPENSAS A PERDA E DEPOSIÇÃO DE SEDIMENTO NA BACIA HIDROGRÁFICA

Os atributos topográficos primários e secundários extraídos do MDE gerado a partir de informações da carta topográfica na escala 1:50.000 não representaram fidedignamente às feições do relevo da bacia hidrográfica estudada, ou seja, os dados altimétricos na escala 1:50.000, além de desatualizados, não tem consistência geomorfológica e hidrológica e a imagem matricial gerada não descreveu os divisores da bacia hidrográfica, talvegues, elementos côncavos e convexos e os caminhos do fluxo (Figura 12). Logo, essa escala de trabalho não poderá ser utilizada para a finalidade a que se destina o presente trabalho.

Considerando a falta de consistência geomorfológica e hidrológica, para a etapa de álgebra de mapas para a predição dos locais mais susceptíveis a perda e a deposição de sedimento optou-se pela base de dados que melhor representou as feições do terreno da bacia hidrográfica, que foi o MDE gerado com dados do levantamento altimétrico com GPS/GNSS *Real Time Kinematic* no ano de 2012. A Figura 12 ilustra os atributos topográficos primários e secundários gerados utilizando as duas fontes de informação: carta topográfica e RTK.



CARTA TOPOGRÁFICA (1976) - 20 metros







REAL TIME KINEMATIC (RTK) (2012) - 5 metros



Figura 12 - Atributos topográficos primários e secundários gerados com dados da carta topográfica na escala 1.50000 (1976) (a, b, c, d) e, levantamento altimétrico com GPS/GNSS Real Time Kinematic (2012) (e, f, g, h).

A Figura 13 ilustra o resultado da tabulação cruzada entre os mapas de declividade, índice topográfico de umidade, índice topográfico de capacidade de transporte de sedimento e vertentes côncavas convergentes, gerados utilizando o MDE–RTK. A combinação das classes desses atributos topográficos culminou em ambientes com baixa, média, alta e muito alta energia de transporte de sedimento. A classe baixa corresponde a 9,46% da área da bacia hidrográfica, a classe média 46,73%, alta 21,86% e muito alta 3,38%, respectivamente.



Figura 13 – Mapa com as áreas propensas a perda e a deposição de sedimento gerado por álgebra de mapas utilizando atributos topográficos extraídos de um modelo digital de elevação de alta resolução espacial (5m).

A classe "baixa" combina valores elevados do ITU, ITCTS igual a zero, declividade inferior a 3% e vertentes convergentes. Nesses locais há grande concentração de umidade que se caracterizam pela predominância de processos deposicionais complementado pelo relevo plano. Nas baixadas/fundo de vale, há grande concentração de umidade, típico de solos hidromórficos e semi hidromórficos. Nos interflúvios estão associados à espessura dos solos, grau estrutural e permeabilidade. A classe "média" combina valores intermediários do ITU e ITCTS, declividade entre 3 a 8% e presença de vertentes côncavas convergentes. Nesses locais os solos são bem drenados e embora ocorram processos erosivos, ainda não há energia suficiente para o transporte de material a longas distâncias.

A classe "alta" combina valores baixos do ITU, altos do ITCTS e declividade entre 8 e 20%. Nesses locais há a predominância de processos erosivos e esta relação é linear, conforme também foi demonstrado por McKenzie e Gallant (2007). Estas zonas estão localizadas principalmente na meia encosta e trechos dos canais fluviais.

A classe "muito alta" combina os menores valores do ITU, altos valores do ITCTS e declividade superior a 20%. Esses locais estão presentes em cortes de estradas, canais de drenagem e pontos da bacia onde há focos de erosão acelerada.

As áreas classificadas como de baixa susceptibilidade a perda de sedimento são áreas deposicionais como nas baixadas, onde estão localizadas a maior parte das áreas úmidas e, topo de encostas onde a energia de escoamento é menor logo, nesses locais espera-se que os teores de elementos químicos sejam maiores. Nos locais classificados como "alta" e "muita alta", a susceptibilidade de erosão hídrica é maior, então, espera-se menores concentrações de nutrientes no solo, pois os mesmos podem ser mais rasos e ter menor capacidade de retenção de água e nutrientes.

Nos ambientes aeróbios da classe "baixa" os solos serão mais profundos com a capacidade de apoiar o aumento da biomassa da vegetação em função da menor energia de escoamento e, nos ambientes anaeróbios são esperadas maiores concentrações de carbono, em função do regime hídrico do solo que diminui a velocidade decomposição da matéria orgânica possibilitando o acúmulo de carbono, bem como de sedimento e nutrientes, pois esses locais estão inseridos na interface entre o ecossistema terrestre e o aquático, servindo de filtros, impedindo que grande parte do material que é erodido das encostas atinja os cursos hídricos.

No intuito de testar a qualidade do mapa gerado, os parâmetros químicos avaliados nas amostras de solo dos 57 pontos de amostragem, foram separados de acordo com as classes de propensão a perda e deposição de sedimento geradas por álgebra de mapas. Como pode ser visualizado nas Figuras 14 e 15 (a e b) com os teores de carbono orgânico total, estoque de carbono, fósforo orgânico total e

disponível, as médias das concentrações obtidas em laboratório, relacionaram-se com as classes geradas. Na classe "baixa" foram encontrados os maiores teores de fósforo e carbono. Na classe "média" foram encontrados valores intermediários. Na classe "alta" foram encontrados os menores valores de P e C. Na classe "muita alta", não foram efetuadas amostragens de solo, uma vez que esses locais encontram-se, na maior parte em estradas.

Embora não tenham sido efetuadas amostragens de solo nas estradas, classe "muito alta", em trabalho desenvolvido por Tiecher *et al.* (2014) na mesma BH, os autores concluíram que as estradas apresentam alta porcentagem de contribuição na transferência de sedimentos para os cursos d'água durante eventos pluviométricos, tendo contribuição relativa de 42,7 a 69,2 % para os eventos avaliados.



Figura 14 – Média dos teores de carbono orgânico total (a) e estoque de carbono (b), de acordo com as classes de propensão a perda e deposição de sedimento geradas por álgebra de mapas.



Figura 15 – Média dos teores de fósforo orgânico total (a) e fósforo disponível (b), de acordo com as classes de propensão a perda e deposição de sedimento geradas por álgebra de mapas.

Os teores de óxidos de ferro e alumínio cristalinos (DCB) tiveram comportamento contrário ao do P e C, pois a drenagem do solo propicia a solubilização do Fe e AI (Figuras 16a e 17a). Assim, a classe "baixa" que se encontra, na maior parte localizada em áreas úmidas, apresentou os menores teores, sendo que para o Fe o decréscimo em profundidade foi maior em função deste elemento ser mais solúvel que o AI em ambiente hidromórfico. Nos ambientes bem drenados, classes "média" e "alta", os teores de Fe e AI foram maiores, com aumento em profundidade, o que está relacionado aos maiores teores de argila em profundidade, pois nessas áreas predominam Argissolos e em alguns pontos de amostragem as profundidades avaliadas atingiram o horizonte B textural.

Os teores de Fe amorfos (Figura 16b) foram maiores na classe "baixa" diminuindo para a classe "média" e "alta", havendo decréscimo em profundidade nas 3 classes. Os teores de Al amorfos também foram maiores na classe "baixa" até os 40 cm de profundidade (Figura 17b). Nas classes "média" e "alta" os teores de Al_o obtidos foram similares, havendo aumento nas concentrações conforme a profundidade, sendo que as mesmas ultrapassaram os valores obtidos para a classe "baixa" a partir de 40 cm de profundidade (Figura 17b).



Figura 16 – Média dos teores de ferro cristalinos (DCB) (a) e amorfos (o) (b), de acordo com as classes de propensão a perda e deposição de sedimentos gerados por álgebra de mapa.



Figura 17 – Média dos teores de alumínio cristalinos (DCB) (a) e amorfos (o) (b), de acordo com as classes de propensão a perda e deposição de sedimentos gerados por álgebra de mapa.

Além da separação dos pontos de amostragem de solo de acordo com a classe de propensão à perda e deposição de sedimento, os valores dos atributos do solo avaliados nos diferentes pontos de amostragem e profundidades foram submetidos à análise de correlação linear, com os valores dos atributos do terreno índice topográfico de umidade, índice topográfico de capacidade de transporte de sedimentos e declividade.

A análise de correlação linear entre os parâmetros químicos do solo avaliados nas 285 amostras (57 pontos de amostragem em 5 profundidades) com os atributos do terreno ITU, ITCTS e declividade é apresentada na Tabela 2. Percebese que todas as variáveis apresentaram resultados estatisticamente significativos e isto demonstra que o relevo desempenha um papel importante nos ciclos bioquímicos em bacias hidrográficas e que a utilização de MDEs refinados pode auxiliar na predição não só das áreas mais sensíveis à perda de solo, mas também os locais que podem estar servindo como sumidouros de sedimento e nutrientes associados, contribuindo assim para a gestão ambiental de bacias hidrográficas agrícolas.

O ITU apresentou maior correlação positiva com o C_{OT} , estoque de carbono, P_{OT} , P_D , Fe_o e Al_o o que sugere que a erosão hídrica e a dinâmica da água no perfil na escala de campo desempenham um papel importante na distribuição espacial e vertical desses elementos, principalmente o carbono. Resultados semelhantes foram encontrados por Kitchen *et al.* (2003) para a variável carbono orgânico. Zonas com valores mais elevados de ITU são susceptíveis de terem maior produção de biomassa, menor mineralização carbono e maior deposição de sedimentos em comparação com as zonas com baixos valores de ITU (TERRA *et al.*, 2004).

Para o atributo declividade, com exceção dos óxidos de Fe e Al cristalinos, os demais parâmetros correlacionaram-se negativamente. O mesmo foi observado em trabalhos desenvolvidos por Moore et al. (1993); Gessler et al. (2000) e Florinsky et al. (2002) para a variável carbono orgânico do solo. Por exemplo, as concentrações de P e C diminuem à medida que o gradiente de inclinação para o fluxo mais próximo aumenta. Isto é atribuído a condições mais secas do solo em devido remocão encostas mais íngremes. à mais rápida pela água, consequentemente, nesses locais os solos serão mais rasos e terão menor capacidade de retenção de água e nutrientes.

Dada a forte influência do relevo na redistribuição de solo na paisagem, a utilização de atributos primários (declividade) e secundários (índices topográficos de capacidade de transporte de sedimento e umidade), derivados de modelos digitais de elevação gerados com dados de alta resolução espacial e posicional, mostraramse bons preditores do teor de C e P para a bacia hidrográfica estudada.

Não foi efetuada a análise de correlação linear entre os teores dos atributos químicos do solo nos diferentes pontos de amostragem e nas diferentes profundidades, com os valores dos atributos topográficos primários e secundários gerados com dados da carta topográfica, pois, como mencionado anteriormente, estes não apresentaram consistência geomorfológica ou hidrológica. Além disso, alguns pontos de amostragem de solo ficaram fora do limite da bacia hidrográfica, como pode ser visualizado na Figura 18.



Figura 18 – Mapa com a distribuição dos pontos de amostragem de solo nas diferentes bases de dados: a) carta topográfica (1976); b) RTK (2012).

No que se refere a gestão da bacia hidrográfica, as zonas classificadas como "baixa", "alta" e "muito alta" são as que devem ser prioritárias (Figura 19). A classe "baixa" é prioritária devido a presença de áreas úmidas ribeirinhas, que são filtros de poluentes que vem das áreas a montante. Na classe "alta" e "muito alta" a susceptibilidade a erosão hídrica são maiores e isso significa não só a perda de solo, mas também de insumos agrícolas quando essas áreas estão inseridas em lavouras. Uma alternativa para a gestão desses locais seria a implantação de terraços e o plantio em nível, já que em muitas propriedades o plantio ainda é feito no sentido do declive. Nas estradas deve ser feita manutenção periódica e, nos canais de drenagem, o acesso do gado dever ser restringido a fim de evitar a aceleração do processo erosivo devido o tráfego de animais que acelera o desbarrancamento das margens.



Figura 19 – Imagens ilustrando alguns locais prioritários na bacia hidrográfica para a implantação de técnicas de manejo conservacionista. a) necessidade de implantação de terraços; b) restrição do gado, abandono da área utilizada para a agricultura e re-umedecimento da área úmida drenada; c) restrição do gado nas áreas úmidas e matas. Fotos: CAPOANE, V.

Tabela 2 - Relação entre os atributos do solo com os atributos topográficos secundários: índice topográfico de umidade (ITU), índice topográfico de capacidade de transporte de sedimento (ITCTS) e primário declividade (β), gerados a partir do MDE-RTK.

Parâmetro	Profundidade cm	ITU r	ITCTS r	<u>β</u> r
	0-5	*0,70	**-0,37	*-0,54
	5-10	*0,70	***-0,34	*-0,52
C _{OT}	10-20	*0,52	-0,25	**-0,44
9 19	$\begin{array}{c c c c c c c c c c c c c c c c c c c $	*0,59	***-0,32	*-0,49
	40-60	***0,31	***-0,27	**-0,36
Estoque C Mg ha ⁻¹	0-60	*0,66	**-0,38	*-0,57
	0-5	*0,46	**-0,36	*-0,52
	5-10	***0,28	ITCTS β r r ***-0,37 *-0,55 ****-0,34 *-0,55 -0,25 **-0,44 ****-0,32 *-0,44 ****-0,32 *-0,44 ****-0,32 *-0,44 ***-0,38 *-0,55 ***-0,38 *-0,55 ***-0,31 **-0,44 -0,19 **-0,33 -0,18 -0,14 -0,03 0,00 ***-0,35 *-0,65 ***-0,35 *-0,66 ***-0,35 *-0,67 ***-0,35 *-0,44 **-0,35 *-0,44 **-0,35 *-0,44 ***-0,33 **-0,44 ***-0,33 **-0,44 ***-0,33 *-0,44 ***-0,33 *-0,44 ***-0,33 *-0,44 ***-0,33 *-0,44 ***-0,25 **0,44 ***-0,27 *-0,44 0,21 *0,33 *0,07 0,24 0	**-0,41
P _T ma ka ⁻¹	10-20	Protundidade TU ITCS I 0.5 0.70 $\cdot \cdot \cdot 0.37$ $\cdot 0.5$ 5.10 0.70 $\cdot \cdot \cdot 0.34$ $\cdot 0.5$ 10.20 0.52 0.25 $\cdot -0.4$ 20.40 $\cdot 0.59$ $\cdot \cdot \cdot 0.32$ $\cdot -0.4$ 40.60 $\cdot \cdot \cdot 0.31$ $\cdot \cdot \cdot 0.27$ $\cdot \cdot 0.3$ 0.60 $\cdot 0.66$ $\cdot \cdot 0.38$ $\cdot \cdot 0.5$ 5.10 $\cdot \cdot 0.28$ $\cdot \cdot -0.31$ $\cdot \cdot 0.5$ 5.10 $\cdot \cdot 0.28$ $\cdot \cdot -0.31$ $\cdot \cdot 0.44$ 10.20 0.25 -0.19 $\cdot \cdot \cdot 0.35$ 5.10 $\cdot \cdot 0.28$ $\cdot \cdot -0.31$ $\cdot 0.44$ 10.20 0.25 $\cdot 0.19$ $\cdot \cdot 0.35$ 10.20 $\cdot 0.69$ $\cdot \cdot -0.35$ $\cdot 0.55$ 10.20 $\cdot 0.37$ $\cdot \cdot 0.35$ $\cdot 0.44$ 20.40 $\cdot 0.37$ $\cdot \cdot 0.33$ $\cdot 0.44$ 20.40 $\cdot 0.37$ $\cdot \cdot 0.33$ $\cdot 0.44$ 20.40 $\cdot 0.37$	***-0,30	
$ \begin{array}{c} C_{OT} \\ g \ kg^{-1} \\ \hline 20 \\ \hline 20 \\ \hline 40 \\ \hline 20 \\ \hline 40 \\ \hline 40 \\ \hline 60 \\ \hline P_{T} \\ mg \ kg^{-1} \\ \hline 20 \\ \hline P_{0T} \\ \hline mg \ kg^{-1} \\ \hline 20 \\ \hline \hline P_{0T} \\ \hline mg \ kg^{-1} \\ \hline 20 \\ \hline \hline P_{D} \\ \hline mg \ kg^{-1} \\ \hline 20 \\ \hline \hline P_{D} \\ \hline 60 \\ \hline Fe_{DCB} \\ g \ kg^{-1} \\ \hline 20 \\ \hline \hline \hline Fe_{0} \\ g \ kg^{-1} \\ \hline 20 \\ \hline \hline \hline Fe_{0} \\ \hline g \ kg^{-1} \\ \hline 20 \\ \hline \hline \hline Fe_{0} \\ \hline Fe_{0} \\ \hline g \ kg^{-1} \\ \hline 20 \\ \hline \hline \hline Fe_{0} \\ \hline \hline \hline \hline Fe_{0} \\ \hline \hline \hline \hline \hline Fe_{0} \\ \hline \hline \hline \hline \hline Fe_{0} \\ \hline Fe_{0} \\ \hline \hline$	20-40	0,16	-0,18	-0,16
	40-60	-0,11	-0,03	0,04
	0-5	*0,69	**-0,41	*-0,62
	5-10	*0,55	**-0,35	*-0,56
P _{OT}	Profundidade ITU ITCTS cm r r r 0-5 *0,70 **-0,37 *-0,070 5-10 *0,70 **-0,32 *-0,025 20-40 *0,59 ***-0,32 *-0,025 20-40 ***0,31 ****-0,27 ***-0,026 40-60 ****0,31 ****-0,27 ***-0,031 0-55 ***0,46 ***-0,38 ***-0,031 5-10 ***0,28 ****-0,31 ***-0,031 10-20 0,255 -0,19 ****-0,031 20-40 0,16 -0,18 -0,0 40-60 -0,11 -0,033 0,0 0-5 *0,69 **-0,41 *-0,0 10-20 **0,40 **-0,33 **-0,0 10-20 **0,40 **-0,33 **-0,0 10-20 **0,31 -0,19 -0,0 10-20 **0,33 **-0,0 -0,21 -0,0 10-20 **0,38 -0,21 -0,0	*-0,49		
$\begin{array}{c c c c c c c c c c c c c c c c c c c $	**0,37	***-0,33	**-0,41	
	40-60	0,11	-0,12	-0,14
	0-5	***0,31	-0,19	-0,25
	5-10	***0,26	-0,21	-0,23
P _D	$\begin{array}{c c c c c c c c c c c c c c c c c c c $	-0,24	**-0,40	
$\begin{array}{c} C_{0T} & 10 \\ g kg^{-1} & 20 \\ 20 \\ \hline \\ \\ \hline \\ Estoque C Mg ha^{-1} & 0 \\ \hline \\ \\ \hline \\ \\ \\ \\ \\ \\ \\ \\ \\ \\ \\ \\ \\ \\$	20-40	**0,37	***-0,30	*-0,45
	40-60	10-20 0.52 -0.23 $20-40$ 0.59 $***0.32$ $40-60$ $**0.31$ $***-0.27$ $0-60$ $*0.66$ $**-0.38$ $0-5$ $*0.46$ $**-0.36$ $5-10$ $***0.28$ $***-0.31$ $10-20$ 0.25 -0.19 $20-40$ 0.16 -0.18 $40-60$ -0.11 -0.03 $0-5$ $*0.69$ $**-0.41$ $5-10$ $*0.55$ $**-0.35$ $10-20$ $*0.55$ $**-0.35$ $10-20$ $*0.037$ $**-0.33$ $0-5$ $**0.69$ $**-0.41$ $5-10$ $*0.55$ $**-0.35$ $10-20$ $**0.37$ $**-0.33$ $0-5$ $**-0.31$ -0.19 $10-20$ $**0.38$ -0.24 $20-40$ $**0.29$ $**-0.33$ $0-5$ -0.14 -0.01 $10-20$ $*-0.53$ 0.25 $10-20$ $*0$	**-0,44	
	0-5	-0,14	0,38 -0,24 **-0,40 0,37 ***-0,30 *-0,45 0,29 ***-0,33 **-0,44 0,14 -0,01 -0,01 0,35 0,12 0,24	-0,01
	5-10	**-0,35	0,12	0,24
Fe _{DCB}	10-20	*-0,53	0,25	**0,41
y Ny	20-40	*-0,59	0,22	**0,40
	40-60	*-0,60	r ····································	**0,39
	0-5	*0,53	***-0,33	*-0,50
	5-10	*0,53	***-0,27	**-0,42
Fe _o	10-20	*0,50	-0,17	***-0,32
y ky	20-40	*0,46	-0,07	-0,20
	40-60	**0,38	r r ***0,37 *0,5 ***0,34 *0,5 -0,25 **0,4 ***0,32 *0,4 ***0,32 *0,4 ***0,38 *0,5 ***0,38 *0,5 ***0,38 *0,5 ***0,38 *0,5 ***0,36 *0,5 ***0,31 **0,4 -0,19 ***0,3 -0,18 -0,1 -0,03 0,0 **-0,35 *-0,4 **-0,35 *-0,4 ***0,35 *-0,4 ***0,35 *-0,4 ***0,33 **-0,4 ***0,33 **-0,4 ***0,33 **-0,4 ***0,33 **-0,4 ****0,33 *-0,4 ****0,33 **-0,4 ****0,33 *-0,4 ****0,33 *-0,4 0,22 **0,4 0,21 0,2 0,22 **0,4 0,21 *0,2	***-0,27
	0-5	-0,07	0,04	0,16
	5-10	-0,18	0,21	0,25
Al _{DCB}	10-20	0.00 0.00 0.01 $^{0}0.46$ $^{**}0.36$ $^{**}0.52$ $^{**}0.28$ $^{**}0.31$ $^{**}0.41$ 0.25 0.19 $^{**}0.30$ 0.16 -0.18 -0.16 -0.11 -0.03 0.04 $^{*}0.69$ $^{**}-0.41$ $^{*}-0.62$ $^{*}0.55$ $^{**}-0.35$ $^{*}-0.41$ $^{*}0.55$ $^{**}-0.35$ $^{*}-0.49$ $^{*}0.55$ $^{**}-0.35$ $^{*}-0.49$ $^{*}0.55$ $^{**}-0.35$ $^{*}-0.49$ $^{*}0.37$ $^{**}-0.33$ $^{**}-0.41$ 0.11 -0.12 -0.14 0.11 0.12 0.25 $^{**}0.31$ -0.19 0.25 $^{**}0.38$ -0.24 $^{**}-0.40$ $^{**}0.37$ $^{**}0.33$ $^{**}-0.44$ $^{*}0.37$ $^{**}0.33$ $^{**}-0.44$ $^{*}0.55$ 0.22 $^{**}0.41$ $^{*}0.53$ 0.25 $^{*}0.41$ *	**0,41	
9 . 9	20-40	*-0,45	***0,31	**0,44
	40-60	*-0,50	***0,28	**0,44
	0-5	*0,55	***-0,28	*-0,46
	5-10	**0,42	r r *0,70 **-0,37 *-0, *0,70 **-0,34 *-0, *0,52 -0,25 **-0, *0,59 ***-0,32 *-0, *0,59 ***-0,32 *-0, *0,66 **-0,38 *-0, *0,66 **-0,38 *-0, *0,46 **-0,31 **-0, 0,25 -0,19 ***-0, 0,16 -0,18 -0, *0,69 **-0,35 *-0, *0,69 **-0,35 *-0, *0,11 -0,03 0, *0,55 **-0,35 *-0, *0,37 **-0,33 *-0, *0,37 **-0,33 *-0, *0,37 **-0,33 *-0, **0,38 -0,24 *-0, **0,37 **-0,33 *-0, **0,37 **-0,33 *-0, **0,38 -0,24 *-0, **0,37 **-0,33 *-0, **0,53	**-0,37
Al _o a ka ⁻¹	10-20	***0,28		-0,22
איי פ	20-40	0,07		-0,09
	40-60	-0,25		0,11

* significativo a p<0.001; **significativo a p<0.01; ***significativo a p<0.05

4.2 DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL E VERTICAL DE ATRIBUTOS FÍSICOS E QUÍMICOS DE SOLO EM ESCALA DE BACIA HIDROGRÁFICA

O pH do solo foi maior nos pontos de amostragem nas lavouras (Figura 20, Tabela 3) na camada superficial, 0-5 cm, com média de 5.8, decaindo em profundidade, sem haver diferença estatística entre os pontos nas cinco camadas avaliadas. Os maiores valores de pH na camada superficial nas lavouras são atribuídos aos corretivos agrícolas adicionados pelos agricultores. Nos pontos amostrados em área de campo antrópico o pH estava abaixo de 5. Na mata a média do pH na camada superficial foi de 5,5, com exceção da camada 5-10 cm em que o pH foi de 4,9, as demais camadas o pH manteve-se superior a 5, houve diferença estatística entre os pontos na camada superficial (0-5 cm), o que atribui-se ao regime hídrico dos pontos de amostragem. Nos pontos amostrados em área úmida a média do pH na camada 0-5 cm foi de 5.3 e inferior a 5 nas demais profundidades avaliadas (Tabela 3). O pH mais elevado na camada superficial dessa classe pode ser decorrente da deposição recente de sedimentos, havendo diferença estatística entre as médias dos pontos amostrados na camada 0-5 cm (Tabela 3), o que pode estar relacionando com os usos da terra a montante e adição de corretivos pelos agricultores.

A média de densidade foi maior nas áreas de lavoura, seguida de campo antrópico, área úmida e mata (Tabela 3). Os solos de lavouras e campos antropizados apresentaram comportamento similar, embora o solo de lavoura esteja mais compactado na camada entre 5 a 20 cm. Em trabalho desenvolvido por Pellegrini *et al.* (2010) na mesma área de estudo o autor já havia constatado a compactação dos solos da BH. A compactação do solo em diferentes camadas, normalmente limita a infiltração de água no solo (REICHERT *et al.*, 2007), dessa forma há um aumento no escoamento superficial, que pode aumentar o carreamento de sedimentos, fertilizantes e agrotóxicos das lavouras para os cursos d'água.

Nas amostras de solo coletadas em lavouras os teores de C_{OT} obtidos foram maiores na camada superficial (0–5 cm), decaindo em profundidade, sem haver diferença entre os pontos até os 20 cm de profundidade (Tabela 3). As maiores concentrações de C_{OT} foram observadas nas zonas de deposição em vertentes côncavas convergentes, pois nesses locais há maior acúmulo de umidade do solo.



Figura 20 – Mapa de uso da terra com os pontos de amostragem de solo da bacia hidrográfica estudada, Júlio de Castilhos, Rio Grande do Sul.

Analisando os resultados de dois pontos de amostragem nas lavouras, as maiores concentrações de C_{OT} estavam presentes nas áreas de deposição, vertentes côncavas convergentes (Figura 21a), enquanto as mais baixas concentrações foram observadas em vertentes convexas (Figura 21b). Nas áreas de deposição, vertente côncava convergente, a distribuição do C_{OT} foi mais profunda, aumentando até os 20 cm e diminuindo posteriormente, indicando a redistribuição e posterior deposição de material erodido dentro da bacia hidrográfica.

Em trabalho desenvolvido por Gessler *et al.* (2000), os autores encontraram o mesmo padrão para o atributo químico do solo carbono, segundo esses autores, em paisagens de baixo-relevo, solos em posições côncavas têm maior conteúdo carbono orgânico do que aqueles em posições convexas. De Gryze *et al.* (2007) também observaram aumento da quantidade de macroagregados em áreas de deposição, estes agregados podem proteger fisicamente a matéria orgânica dentro deles, diminuindo as perdas de matéria orgânica nestas zonas deposicionais. O fato da perda de solo ser maior na pedoforma convexa é devido a que, esta forma de rampa ser mais suscetível à erosão, quando comparada à da pedoforma côncava, o

que sugere que o comportamento da erosão do solo é diferente no espaço de acordo com a forma do relevo. No geral, nas lavouras as áreas convexas apresentam perdas progressivas de solo, enquanto as áreas côncavas atuam como área de deposição de sedimento.



Figura 21 – Distribuição do carbono orgânico total (C_{OT}) em profundidade em dois pontos de amostragem localizados em lavouras: a) vertente côncava convergente – ambiente de deposição; b) vertente convexa retilínea – ambiente de perda.

Nos pontos de coleta amostrados em área de campo antrópico (Figura 20), onde predominam gramíneas, os teores médios de C_{OT} tanto na camada superficial quanto em profundidade, foram os menores dentre os usos avaliados (Tabela 3). Conforme Dungait *et al.* (2012), em áreas de pastagens é esperado que se tenha maior concentração de carbono orgânico contudo, devido ao pastejo intensivo durante todo ano, as áreas de campo antrópico da bacia hidrográfica estão bastante degradadas, com baixíssimo acúmulo de biomassa.

Nos pontos de amostragem em área de mata (Figura 20) a camada 0–5 cm possui teores de C_{OT} maiores que na camada 5–10 cm e esta mais C_{OT} que a camada de 10–20 cm, sendo que os teores de C_{OT} são similares nas três últimas camadas (Tabela 3). A média dos teores de C_{OT} foram superiores à média dos pontos de amostragem nas lavouras e campo antrópico em todas as profundidades avaliadas. Houve diferença estatística entre os pontos nas profundidades 0–5, 5–10 e 20–40 cm, o que foi atribuído ao regime hídrico entre os pontos de amostragem.

Nas áreas úmidas (Figura 20) as médias dos teores de C_{OT} nas amostras analisadas foram superiores aos demais tipos de uso da terra em todas as camadas avaliadas. Até a camada 20 cm as médias entre os pontos de amostragem nas profundidades avaliadas não diferiram estatisticamente (Tabela 3). As maiores concentrações obtidas em áreas úmidas comprovam o grande potencial desses locais no sequestro de C em sistemas agrícolas. Sua posição na paisagem, próximas a nascentes e cursos d'água, afeta profundamente a dinâmica da matéria orgânica do solo, principalmente devido à umidade, pois, conforme Sinsabaugh (2010), solos anaeróbicos tem potencial de acumular mais carbono em comparação com os solos aeróbicos, pois possibilita que a velocidade de decomposição da matéria orgânica do solo seja mais lenta.

Assim como neste trabalho, maiores concentrações de carbono na camada superficial do solo, também foram observadas por Lorenz e Lal (2005), sendo que, independente do uso da terra as concentrações de C_{OT} diminuem exponencialmente com a profundidade. Quando considerado a forma de rampa as concentrações de C_{OT} podem aumentar até determinada profundidade diminuindo posteriormente como visto na Figura 21a.

Os teores de P_T , P_D e P_{OT} seguiram o mesmo comportamento do C_{OT} . As médias obtidas foram maiores na área úmida, seguida da classe mata lavoura e campo antrópico (Tabela 3). Nas classes área úmida e mata as médias entre os pontos de amostragem nas profundidades avaliadas não diferiram entre si. Na classe de uso lavoura houve diferença entre as médias do P_T e P_{OT} na camada superficial, 0–5 cm, não havendo diferenciação estatística entre os pontos nas demais camadas. A diferença estatística observada entre os pontos de amostragem para o P na camada 0–5 cm é atribuída a adubação que normalmente ocorre na linha de semeadura e também na superfície. As médias do P_D foram maiores na área úmida, seguida de lavoura, mata e campo antrópico (Tabela 3).

Os teores de ferro cristalinos (DCB) variaram de acordo com o regime de umidade do solo - ambiente aeróbico e ambiente anaeróbico. Em ambiente aeróbico (lavoura e campo antrópico) foram encontrados os maiores valores, sendo que as concentrações aumentam em profundidade, o que atribuiu-se a incremento de argila, horizonte B textural. Na classe mata, apesar de o valor na profundidade 0–5 cm ter sido alto, maior até mesmo que a classe lavoura e campo antrópico, nas demais camadas as concentrações decaíram, apresentando o mesmo comportamento que as concentrações obtidas nas áreas úmidas. Nessa classe o número de pontos de amostragem é somente 2, sendo que um deles, a mata está inserida em ambiente hidromórfico. No ambiente anaeróbico, classe área úmida, foram obtidas as menores concentrações de Fe_{DCB}, evidenciando a relação existente entre o regime de umidade do solo e o processo de desferrificação. Os teores de Al_{DCB} apresentaram o mesmo comportamento que os óxidos de ferro (Tabela 3). Porém, no ambiente anaeróbico, classe área úmida, a diminuição das concentrações foi menor, pois o Al é menos solúvel que o Fe.

Os teores de Fe e Al amorfos foram baixos comparados aos óxidos cristalinos (Tabela 3). Os baixos teores de materiais amorfos podem ser atribuídos ao alto grau de intemperismo do solo que favorece a maior cristalinidade dos minerais. Em ambiente anaeróbico as concentrações de Fe_o foram significativamente superiores às do ambiente aeróbico, o que pode estar associado à neoformação de tipos metaestáveis, como a ferrihidrita (SILVA NETO *et al.*, 2008; SCHWERTMANN e KÄMPF, 1983).

Os teores de Al_o, apesar de não terem apresentado grande diferença entre ambiente anaeróbico e aeróbico como o Fe_o, as concentrações ainda foram maiores nos pontos de amostragem em ambiente hidromórfico. Os maiores teores de Fe e Al amorfos nas áreas úmidas também podem estar associados aos maiores teores de carbono orgânico, pois, conforme Kämpf e Schwertmann (1983) a fração húmica tem efeito inibidor na cristalização desses óxidos.

Uso da	Área	^a № pontos	N⁰ pontos	N⁰ pontos	№ pontos	Prof.	Densidade COT	СОТ	Estoque de C	Ρτ	Pot	PD	Fe _{DCB}	Fe。	AI _{DCB}	Al _o
terra	%	amostrados	cm	рп	g cm³	g kg⁻¹	Mg ha ⁻¹	mg kg ⁻¹			g kg ⁻¹					
Área úmida		19	0-5	5,3 ab	1,2 b	43,1 a	155,0 a	319,0 a	223,1 a	13,1 a	8,4 a	6,4 b	1,8 a	1,6 ab		
			5-10	4,9 a	1,2 b	29,1 a		245,5 a	150,8 a	8,2 a	6,6 a	4,4 b	1,8 a	1,6 a		
	18,1		10-20	4,8 a	1,2 b	21,2 a		171,1 a	118,1 a	5,1 a	4,1 b	2,9 b	1,6 ab	1,5 a		
			20-40	4,9 a	1,4 ab	13,8 ab		131,3 a	98,1 a	2,8 a	2,6 c	1,9 b	1,3 b	1,4 a		
			40-60	4,9 a	1,4 a	10,1 a		111,2 a	77,1 a	1,8 ab	3,3 b	2,0 a	1,1 b	1,2 ab		
Mata		2	0-5	5,5 ab	0,8 c	28,3 ab	124,6 ab	385,1 a	201,5 a	8,9 a	13,2 a	11,5 a	2,0 a	1,7 a		
			5-10	4,9 a	1,1 b	17,0 ab		170,8 a	138,5 a	5,4 a	8,6 a	7,9 a	1,1 a	1,0 a		
	1,5		10-20	5,3 a	1,2 b	9,7 b		174,8 a	68,9 a	3,5 a	7,8 ab	6,9 a	1,0 b	0,8 b		
			20-40	5,1 a	1,3 b	14,7 ab		139,2 a	66,7 a	3,7 a	4,9 bc	4,7 a	0,8 b	0,8 a		
			40-60	5,1 a	1,3 a	10,7 a		71,9 a	30,2 a	3,0 a	2,1 b	1,9 a	0,6 b	0,6 b		
	64	33	0-5	5,8 a	1,5 a	15,1 b	90,8 b	247,4 ab	128,9 ab	9,8 a	10,5 a	1,4 c	2,0 a	0,9 b		
			5-10	5,2 a	1,6 a	10,3 b		191,9 a	98,8 a	5,8 a	10,8 a	1,4 bc	2,3 a	1,0 b		
Lavoura			10-20	5,0 a	1,6 a	9,3 b		165,2 a	83,9 a	2,9a	11,7 a	1,4 b	2,5 a	1,2 ab		
			20-40	4,9 a	1,6 a	8,3 bc		145,8 a	77,7 a	1,6 a	13,0 a	1,4 b	2,9 a	1,4 a		
			40-60	4,8 a	1,5 a	7,7 a		138,6 a	75,9 a	0,9 b	15,5 a	1,5 a	3,4 a	1,7 a		
Campo antrópico	11,8	3	0-5	4,7 b	1,4 ab	12,0 b	71,6 b	149,2 b	90,7 b	5,3 a	11,3 a	1,0 c	2,0 a	1,1 ab		
			5-10	4,6 a	1,5 a	9,7 b		138,3 a	84,8 a	4,3 a	10,1 a	1,0 c	2,1 a	1,1 a		
			10-20	4,7 a	1,5 a	8,2 b		142,8 a	86,5 a	3,7 a	10,4 a	1,0 b	2,0 ab	1,1 ab		
			20-40	4,7 a	1,5 ab	6,6 c		131,2 a	71,0 a	2,1 a	9,9 ab	0,8 b	2,0 ab	1,1 a		
			40-60	4,7 a	1,5 a	5,7 a		110,1 a	68,7 a	1,2 b	11,8 a	0,9 a	2,3 ab	1,2 ab		

Tabela 3 – Médias dos atributos físicos e químicos do solo avaliados nas diferentes profundidades e classes de uso da terra.

As médias seguidas da mesma letra não diferem entre si ao nível de 5% de probabilidade.

Separando os pontos de amostragem conforme a classe de declividade (Tabela 4) fica evidente a grande influência do relevo na distribuição de sedimento, consequentemente nutrientes. A classe com relevo plano, declividade entre 0–3%, apresentou as maiores concentrações de carbono, estoque de carbono e fósforo nas três formas avaliadas (P_T , P_D e P_{OT}) (Tabela 4). As áreas planas caracterizam-se como ambientes de deposição ou, de menor energia de escoamento, como no topo de coxilhas. A classe com relevo suave ondulado apresentou valores intermediários de P e C. Já as áreas como relevo ondulado, declividade entre 8–20%, que representam a maior parte da área da bacia hidrográfica (42,7%), apresentaram os menores teores de P e C, caracterizando ambientes de perda de solo, consequentemente nutrientes e poluentes adsorvidos.

Combinando os dados dos pontos amostrados nas três classes de declividades (plana, suave ondulada e ondulada) e comparando ambiente de erosão e deposição percebe-se que a concentração média C e P nos locais de deposição foram significativamente superiores às concentrações nos locais de erosão.

Os valores de pH não apresentaram diferença estatística entre os pontos nas diferentes profundidades e classes de declividade (Tabela 4). A densidade do solo foi maior nas classes de relevo suave ondulado e ondulado. Esses locais encontram-se predominantemente em áreas de lavouras e campo antrópico. Nas áreas úmidas, as menores médias foram encontradas até a profundidade de 20 cm.

Em trabalho desenvolvido por Pellegrini *et al.* (2010), na mesma bacia hidrográfica, os autores constataram elevada compactação do solo nas áreas de cultivo. Essa compactação do solo vai se acumulando com maiores valores de densidade na camada de 10 a 15 cm, tornando-se uma situação comum em sistema de plantio direto, principalmente naqueles mal manejados (REICHERT *et al.*, 2007), como é o caso da área de estudo. Nestas condições o escoamento superficial aumenta, consequentemente há perda de solo e nutrientes.

Os teores de ferro cristalinos variaram em função da drenagem do solo (Tabela 4). Na classe com relevo suave ondulado e ondulado foram encontrados os maiores teores de Fe_{DCB}, com aumento em profundidade sem haver diferença estatística entre os pontos. Na classe 0–3% o Fe_{DCB} apresentou os maiores valores na camada superficial, média de 10,5 g kg⁻¹ o que pode ser atribuído a deposição recente de material, decaindo em profundidade e atingindo média de 5,5 g kg⁻¹ na profundidade 40-60 cm. A média pode ter mascarado os resultados, pois alguns

pontos de amostragem dessa classe estão no topo de coxilhas, ambiente aeróbico bem drenado, que tem comportamento inverso ao das áreas úmidas, ambiente anaeróbico, muito mal drenado.

Os óxidos de ferro amorfos apresentaram os menores teores em superfície em relevo ondulado. No relevo suave ondulado observou-se a mesma tendência que o relevo ondulado, com menores concentrações até a camada 10 cm, aumentando a partir daí, o que se atribui ao incremento de argila em profundidade e ao teor de argila no material de origem. Os maiores teores foram encontrados no relevo plano, não havendo diferença estatística entre as médias nos diferentes pontos de amostragem para as cinco profundidades avaliadas. As maiores concentrações obtidas na classe de relevo plano foram atribuídas à saturação do solo, uma vez que a maioria dos pontos de amostragem de solo dessa classe estão inseridas em ambiente hidromórfico, áreas úmidas. Nesse ambiente, existem ciclos de umedecimento e secagem ao longo do tempo, e isso pode propiciar a formação de óxidos mal cristalizados (amorfos) a partir do Fe²⁺ solubilizado dos óxidos cristalinos durante os períodos de baixo potencial redox. Além disso, podem estar associados aos maiores teores de C orgânico, que tem efeito inibidor na cristalização desses óxidos.

Os teores de alumínio cristalinos apresentaram o mesmo comportamento que o ferro (Tabela 4), sendo os menores valores encontrados na camada superficial e, aumentando em profundidade para o ambiente aeróbico, relevo suave ondulado e ondulado, no relevo plano não houve diferença estatística entre as médias nas profundidades 0–5 e 5–10 cm, a partir dessa profundidade houve um decréscimo nas médias. Os valores de Al_o no relevo plano não diferiram estatisticamente entre os pontos nas cinco camadas de solo avaliadas. No relevo suave ondulado e ondulado as menores médias foram encontradas nas camadas 0–5, 5–10 e 10–20 aumentando a partir daí.
Declividade	*Polove	Área	Pontos	Prof.	5 4	Densidade	Cot	Estoque C	Ρτ	Pot	PD	Fe _{DCB}	Fe。	AI_{DCB}	Al。
%	"Relevo	%	amostrados	cm	рн	g cm³	g kg ⁻¹	Mg ha⁻¹	mg kg ⁻¹			g kg ⁻¹			
		12,7		0-5	5,3 a	1,2 b	43,1 a		347,7 a	234,7 a	13,2 a	10,5 a	7,0 a	1,8 a	1,6 a
			15	5-10	5,0 a	1,2 b	28,5 a		267,9 a	164,1 a	8,6 a	7,4 a	4,5 a	1,8 a	1,6 a
0–3	Plano			10-20	4,9 a	1,3 b	21,3 a	155,9 a	194,4 a	123,5 a	4,8 a	5,5 b	2,8 a	1,7 b	1,5 a
				20-40	4,9 a	1,4 a	13,2 a		143,0 a	96,3 a	2,8 a	4,6 b	1,8 a	1,5 b	1,4 a
				40-60	4,9 a	1,4 a	10,8 a		104,8 a	77,5 a	1,9 a	5,5 b	1,8 a	1,4 b	1,3 a
	Suave Ondulado	40,9	23	0-5	5,6 a	1,4 a	22,1 b	108,4 b	271,4 b	159,3 b	10,8 ab	9,5 a	2,9 b	2,0 a	1,1 b
3–8				5-10	5,1 a	1,5 a	14,9 b		206,3 ab	116,0 b	6,3 a	9,6 a	2,6 b	2,1 a	1,2 b
				10-20	4,9 a	1,5 a	11,4 b		164,7 ab	96,2 b	3,6 ab	9,3 a	2,4 a	2,1 a	1,2 b
				20-40	4,9 a	1,5 a	10,5 ab		145,9 a	91,0 a	2,2 ab	9,5 a	1,9 a	2,3 a	1,4 a
				40-60	4,8 a	1,5 a	8,5 ab		135,9 a	80,4 a	1,2 b	11,2 a	1,8 a	2,6 a	1,5 a
		42,7		0-5	5,7 a	1,5 a	13,5 b		209,8 b	104,5 c	8,5 b	10,0 a	1,3 b	2,0 a	0,9 b
				5-10	5,1 a	1,6 a	9,7 b		157,3 b	80,4 c	5,1 a	10,4 a	1,1 b	2,3 a	1,0 b
8–20	Ondulado		19	10-20	5,0 a	1,6 a	9,1 b	82,8 b	146,2 b	70,8 c	2,8 b	11,2 a	1,2 a	2,5 a	1,2 b
				20-40	4,8 a	1,5 a	7,5 b		130,4 a	65,0 b	1,5 b	12,1 a	1,2 a	2,8 a	1,3 a
				40-60	4,7 a	1,5 a	6,8 b		129,6 a	64,5 a	0,8 b	14,3 a	1,3 a	3,3 a	1,5 a

Tabela 4 – Médias dos parâmetros físicos e químicos avaliados nas diferentes profundidades e classes de declividade.

Significativo a 5% de probabilidade de erro.

* Classificação do relevo conforme Embrapa (2009).

Os padrões de distribuição espacial e em profundidade do C_{OT} e estoque de carbono são apresentados na Figura 22. As zonas com alta concentração de carbono estão nas áreas úmidas próximas a cursos d'água, locais que concentram os fluxos do escoamento e onde está ocorrendo deposição do material erodido das encostas. A camada 0–5 cm apresentou os maiores teores de carbono, com máximo de 97,5 g kg⁻¹ (Figura 22a), decaindo exponencialmente em profundidade (Figuras 22b,c,d,e) e mantendo as maiores concentrações nas áreas úmidas.

O estoque de carbono na profundidade 0–60 cm (Figura 22f) foi muito superior nas áreas úmidas ribeirinhas do que nas demais áreas da bacia hidrográfica. Nas áreas com zonas úmidas drenadas e canalizadas foram encontradas concentrações menores, com exceção, da área úmida drenada localizada na porção sudoeste da BH. Nesse local a feição do terreno permitiu que houvesse deposição de material antes da chegada ao dreno canalizado.

As Figuras 23, 24 e 25 ilustram a distribuição espacial e em profundidade das concentrações de fósforo no solo da bacia hidrográfica. É possível observar que os teores de P nas três formas avaliadas (P_T, P_{OT} e P_D), foram significativamente maiores nas áreas úmidas, principalmente o orgânico e o disponível. Conforme Syers et al. (1973), a capacidade desse meio para a retenção de fósforo relacionase com os altos teores de matéria orgânica também, conforme Dunne et al. (2005), à presença de alumínio e ferro amorfos. Esses autores verificaram que os parâmetros de sorção de fósforo são significativamente relacionados com as formas amorfas de alumínio e ferro nos solos de áreas úmidas sendo que o Al é mais capaz de sorver fósforo do que o Fe (JOHANSSON, 1997; SAKADEVAN e BAVOR, 1998). Ainda, uma combinação dos dois tem uma maior capacidade de remoção de P do que qualquer um deles sozinho em condições de baixo pH (SAKADEVAN e BAVOR, 1998). Isso pôde ser observado no presente trabalho, como mostram as Tabelas 3 e 4, em que os teores de Fe e Al foram maiores em ambiente mal drenado, áreas úmidas, bem como os teores de COT, logo a capacidade desses locais em reter P é maior do que a de ambientes bem drenados.

Os resultados referentes a análise descritiva para os valores dos atributos químicos C_{OT} , estoque de C, P_T , P_{OT} e P_D interpolados pelo método de *krigagem* no *software* Surfer 8 são apresentados na Tabela 5. O P_T , P_{OT} e estoque de carbono apresentaram o maior desvio padrão absoluto, desvio padrão, variância, sendo que o P_T e P_{OT} apresentaram os maiores valores na camada 0–5 cm, decaindo a partir

daí como mostra a Tabela 5. Os altos valores encontrados, principalmente para o P_T e P_{OT} , podem estar relacionados ao uso da terra e posição na paisagem dos pontos amostrados, pois como visto anteriormente, a concentrações de elementos químicos varia bastante na bacia hidrográfica de acordo com a classe de uso da terra (lavoura, campo antrópico, mata e área úmida) e relevo (plano, suave ondulado e ondulado).

Tabela 5 – Estatística descritiva* das variáveis carbono orgânico total (g kg⁻¹), estoque de carbono (Mg ha⁻¹), fósforo total, orgânico total e disponível (mg kg⁻¹) das 285 amostras de solo (57 pontos x 5 profundidades) coletadas na bacia hidrográfica.

Prof. cm	Mínimo	Mediana	Média	Máximo	Desvio abs. médio	Desvio padrão	Variância	C.V.	Assimetria		
Carbono Orgânico Total (g kg ⁻¹)											
0-5	6,6	19,4	22,4	97,5	7,2	11,5	132,8	0,51	1,25		
5-10	3,7	13,3	15,0	57,8	4,5	7,1	50,7	0,47	1,13		
10-20	3,0	11,5	12,0	55,0	2,7	4,9	24,2	0,41	1,93		
20-40	3,8	9,8	9,8	31,9	1,5	2,8	7,7	0,28	1,67		
4060	2,2	8,7	8,5	29,5	1,3	2,5	6,1	0,29	0,92		
Estoque de Carbono (Mg ha ⁻¹)											
0-60	42,1	108,3	107,8	261,0	19,8	29,3	860,0	0,27	0,14		
Fósforo Total (mg kg ⁻¹)											
0-5	107,7	267,7	276,2	657,9	48,8	69,3	4803,2	0,25	0,57		
5-10	117,8	210,0	218,9	641,0	36,6	52,4	2744,1	0,23	1,14		
10-20	102,4	165,2	170,3	416,0	23,0	38,6	1491,4	0,22	1,10		
20-40	66,1	146,3	150,8	314,2	17,9	31,3	982,4	0,20	1,09		
4060	44,3	130,2	130,2	331,0	16,1	26,6	705,5	0,20	0,74		
			F	ósforo Orgâ	nico Total (mg k	rg⁻¹)					
0-5	50,4	157,0	166,1	362,5	41,6	55,4	3069,5	0,33	0,57		
5-10	23,2	121,2	119,6	248,6	27,8	36,0	1294,3	0,30	-0,10		
10-20	11,2	100,9	98,1	194,0	19,6	25,6	655,2	0,26	-0,16		
20-40	17,3	86,8	84,6	200,1	12,6	18,9	359,0	0,22	0,23		
40-60	15,9	81,2	75,2	186,4	12,1	22,1	489,2	0,29	-0,18		
Fósforo Disponível (mg kg ⁻¹)											
0-5	2,5	9,5	10,1	27,1	2,1	3,3	11,0	32	1,04		
5-10	1,1	6,4	6,7	30,5	1,2	2,6	6,8	38	1,99		
10-20	1,1	3,3	3,5	8,4	0,8	1,2	1,5	35	0,84		
20-40	0,2	1,9	2,0	7,4	0,6	1,0	1,1	51	0,99		
40-60	0,1	1,2	1,3	5,1	0,5	0,7	0,5	54	0,86		

CV: coeficiente de variação; Assimetria: coeficiente de Skewness

* Estatística descritiva gerada pelo *software* Surfer 8 na interpolação dos dados pelo método *Krigagem* dos 57 pontos de amostragem nas cinco profundidades para a bacia hidrográfica.



Figura 22 – Mapas com a distribuição espacial do carbono orgânico total (C_{OT}) na bacia hidrográfica estudada, Júlio de Castilhos, RS. a) C_{OT} camada 0-5 cm; b) C_{OT} camada 5-10 cm; c) C_{OT} camada 10-20 cm; d) C_{OT} camada 20-40 cm; e) C_{OT} camada 40-60 cm; f) Estoque de carbono na camada 0-60 cm.



Figura 23 – Mapas com a distribuição espacial do fósforo total (P_T) na bacia hidrográfica estudada, Júlio de Castilhos, RS. a) P_T camada 0-5 cm; b) P_T camada 5-10 cm; c) P_T camada 10-20 cm; d) P_T camada 20-40 cm; e) P_T camada 40-60 cm.



Figura 24 – Mapas com a distribuição espacial do fósforo orgânico total (P_{OT}) na bacia hidrográfica estudada, Júlio de Castilhos, RS. a) P_{OT} camada 0-5 cm; b) P_{OT} camada 5-10 cm; c) P_{OT} camada 10-20 cm; d) P_{OT} camada 20-40 cm; e) P_{OT} camada 40-60 cm.



Figura 25 – Mapas com a distribuição espacial do fósforo disponível (P_D) na bacia hidrográfica estudada, Júlio de Castilhos, RS. a) P_D camada 0-5 cm; b) P_D camada 5-10 cm; c) P_D camada 10-20 cm; d) P_D camada 20-40 cm; e) P_D camada 40-60 cm.

Os resultados referentes a análise descritiva para os teores de ferro interpolados pelo método de *krigagem* no *software* Surfer 8 são apresentados na Tabela 6. O Fe_{DCB} apresentou o maior desvio padrão e variância, sendo que essas variáveis tiveram seus valores aumentados em profundidade. O que se atribui aos diferentes regimes hídricos da BH. O Al_{DCB} apresentou o mesmo comportamento que o Fe, contudo a variação foi significativamente menor pelo fato de o Al é menos solúvel que o Fe, logo, em ambiente anaeróbico o mesmo não apresentará grande variação na sua concentração.

Tabela 6 – Estatística descritiva* das variáveis ferro e alumínio cristalinos (DCB) (g kg⁻¹) e ferro e alumínio amorfos (o) (g kg⁻¹) das 285 amostras de solo de solo (57 pontos x 5 profundidades) coletadas na bacia hidrográfica.

Prof. cm	Mínimo	Mediana	Média	Máximo	Desvio abs. médio	Desvio padrão	Variância	с٧	Assimetria			
Ferro cristalino (DCB) (g kg ⁻¹)												
0-5	2,4	10,9	11,0	19,1	1,3	2,6	6,8	0,23	0,36			
5-10	1,7	10,3	10,1	21,2	1,6	2,6	6,7	0,25	-0,05			
10-20	1,5	11,1	10,7	18,1	2,1	3,4	11,7	0,31	-0,21			
20-40	1,0	12,3	11,9	21,9	3,0	4,7	22,0	0,04	-0,11			
40-60	0,4	15,0	14,0	24,8	3,2	5,3	27,9	0,04	-0,40			
Ferro amorfo (0) (g kg ⁻¹)												
0-5	0,4	2,5	3,0	15,0	1,0	2,0	4,0	0,65	1,53			
5-10	0,2	1,8	2,0	13,2	0,8	1,5	2,1	0,72	1,64			
10-20	0,4	1,4	1,6	7,4	0,4	1,0	0,9	0,61	2,15			
20-40	0,3	1,3	1,4	7,0	0,2	0,6	0,4	0,46	2,80			
40-60	0,4	1,4	1,5	5,7	0,3	0,6	0,3	0,38	2,23			
	Alumínio cristalino (DCB) (g kg ⁻¹)											
0-5	0,8	2,0	2,0	3,0	0,4	0,5	0,2	0,22	-0,05			
5-10	0,7	2,1	2,1	3,5	0,5	0,5	0,3	0,26	-0,04			
10-20	0,7	2,2	2,2	3,8	0,5	0,6	0,4	0,28	0,12			
20-40	0,5	2,5	2,5	4,6	0,5	0,7	0,5	0,28	-0,10			
40-60	0,4	2,7	2,8	5,4	0,8	1,0	0,9	0,34	-0,11			
				Alumínio a	amorfo (o) (g kg	y ⁻¹)						
0-5	0,5	1,1	1,1	2,7	0,2	0,2	0,1	0,26	0,90			
5-10	0,3	1,1	1,1	3,2	0,1	0,3	0,1	0,23	1,28			
10-20	0,4	1,2	1,2	2,4	0,1	0,2	0,0	0,16	0,93			
20-40	0,6	1,4	1,4	2,5	0,1	0,2	0,1	0,16	0,21			
40-60	0,5	1,6	1,6	2,5	0,2	0,4	0,1	0,22	-0,24			

CV: coeficiente de variação; Assimetria: coeficiente de Skewness.

* Estatística descritiva gerada pelo *software* Surfer 8 na interpolação dos dados pelo método *Krigagem* dos 57 pontos de amostragem nas cinco profundidades para a bacia hidrográfica.

A distribuição espacial dos teores de Fe cristalinos e amorfos e, Al cristalinos e amorfos são apresentados nas Figuras 26, 27, 28 e 29. Os teores desses elementos estão fortemente relacionados com a drenagem do solo. Em ambiente aeróbico as concentrações de Fe e Al cristalinos são significativamente superiores as do ambiente anaeróbico. Já as concentrações de Fe e Al amorfos são maiores em ambiente anaeróbico. Tanto o Fe_{DCB} e Al_{DCB} quanto o Fe_o e Al_o apresentam aumento nos teores em profundidade. No ambiente aeróbico isso se dá pelo acréscimo dos teores de argila e no ambiente anaeróbico, pela menor atuação dos processos químicos em profundidade.

Os óxidos de Fe e Al amorfos, apesar de serem quantitativamente uma fração secundária, influenciam na sorção do P do solo, devido a sua grande área superficial específica (BOORGARD, 1983; LIN *et al.*, 1983). Os óxidos de Fe amorfos adsorvem 3,5 veze mais P que os óxidos de Fe bem cristalizados (BORGGAARD, 1983).

Como visto nas Figuras 23, 24, 25 e Tabela 3, as maiores concentrações de P foram obtidas nos pontos de amostragem em área úmida. Então podemos atribuir, em parte, aos óxidos amorfos a capacidade de retenção de P nesses locais. Ainda, conforme Willet (1985), a adsorção de P na superfície de óxidos amorfos aumentalhes a estabilidade frente a condições de redução no meio.



Figura 26 – Mapas com a distribuição espacial dos teores de ferro cristalinos (DCB) na bacia hidrográfica estudada, Júlio de Castilhos, RS. a) Fe_{DCB} camada 0-5 cm; b) Fe_{DCB} camada 5-10 cm; c) Fe_{DCB} camada 10-20 cm; d) Fe_{DCB} camada 20-40 cm; e) Fe_{DCB} camada 40-60 cm.



Figura 27 – Mapas com a distribuição espacial dos teores de ferro amorfos (o) na bacia hidrográfica estudada, Júlio de Castilhos, RS. a) Fe_o camada 0-5 cm; b) Fe_o camada 5-10 cm; c) Fe_o camada 10-20 cm; d) Fe_o camada 20-40 cm; e) Fe_o camada 40-60 cm.



Figura 28 – Mapas com a distribuição espacial dos teores de alumínio cristalinos (DCB) na bacia hidrográfica estudada, Júlio de Castilhos, RS. a) Al_{DCB} camada 0-5 cm; b) Al_{DCB} camada 5-10 cm; c) Al_{DCB} camada 10-20 cm; d) Al_{DCB} camada 20-40 cm; e) Al_{DCB} camada 40-60 cm.



Figura 29 – Mapas com a distribuição espacial dos teores de alumínio (o) amorfos na bacia hidrográfica estudada, Júlio de Castilhos, RS. a) AI_o camada 0-5 cm; b) AI_o camada 5-10 cm; c) AI_o camada 10-20 cm; d) AI_o camada 20-40 cm; e) AI_o camada 40-60 cm.

Com a implantação do assentamento Alvorada a conversão do sistema pastagem nativa, que era utilizada para criação extensiva de gado de corte, para atividades agrícolas, que não utilizam práticas de manejo conservacionistas, transformaram os processos fluviais e a dinâmica sedimentar uma vez que, houve o favorecimento dos processos de compactação, degradação do solo com redistribuição/deposição e, perda de material para os sistemas aquáticos. Inicialmente o preparo do solo era feito de forma intensiva, com revolvimento do mesmo através de processos mecânicos com arações e gradagens, o que provocou uma diminuição drástica dos teores de matéria orgânica e estabilidade de agregados, aumentando a erosão em entressulcos e potencializando o carreamento de poluentes dissolvidos ou ligados aos colóides, até as porções mais baixas do terreno e mananciais aquáticos.

Nos últimos anos foi adotado o sistema plantio direto, contudo ele vem sendo conduzido de forma incorreta, o que se têm nada mais é do que plantar sem revolver o solo até camadas mais profundas. Não há cobertura do solo suficiente para amenizar a energia cinética da chuva, não são adotadas práticas mecânicas de contenção da enxurrada e as operações de semeadura ainda são feitas no sentido do declive como pode ser observado na Figura 30. Há presença de erosão laminar forte e erosão em sulcos, o que impede a formação de compostos orgânicos de maior estabilidade. Além disso, há forte competição por área entre o cultivo da soja e alimentação do gado leiteiro.

No período de verão o cultivo predominante nas lavouras é a soja transgênica, isso força o agricultor a usar as áreas ribeirinhas e úmidas como tentativa de manter o gado produzindo, porém a quantidade e a qualidade da forragem são muito aquém das necessidades dos animais, além disso, o tráfego de animais altera enormemente a dinâmica das zonas ripárias e áreas úmidas (CAPOANE e RHEINHEIMER, 2012), após a colheita da soja, essas áreas passam a ser utilizadas para o pastejo do gado. A biomassa dessa cultura é muito baixa e são raras as propriedades que tem plantas de cobertura no período de inverno assim, a baixa adição de matéria seca ao solo, compactação em subsuperfície e o tráfego de animais favorecem os processos de erosão e perda de material durante eventos pluviométricos. Este cenário justifica as concentrações de elementos químicos encontradas nos solos da bacia hidrográfica.



Figura 30 - Imagem ilustrando o plantio de soja no sentido do declive. Foto: PELLEGRINI, A.

Em geral, as maiores quantidade de carbono e fósforo foram obtidas em ambientes anaeróbicos, zonas úmidas ribeirinhas. No ambiente aeróbico as maiores concentrações de P e C foram observadas em áreas de deposição, áreas planas e vertentes côncavas convergentes, localizadas na base das encostas. Nas áreas erodíveis, vertentes convexas divergentes e retilíneas e com declividade superior a 20%, foram obtidas as menores concentrações de P e C. Resultados semelhantes foram obtidos em trabalho desenvolvido por Ellis (1938) que encontraram valores de C maiores nas porções inferiores da encosta. Da mesma forma Gregorich *et al.* (1998), Vandenbygaart (2001), Yoo *et al.* (2005) e Papiernik *et al.* (2007) constataram que a erosão pode concentrar C orgânico nas áreas de deposição.

Li *et al.* (2004) estudaram, além do C orgânico, o nitrogênio e fósforo disponível e constataram que esses nutrientes também foram redistribuídos devido à erosão e acumulados na posição inferior das encostas. O fato da perda de solo ser maior na pedoforma convexa, é devido a que esta forma de rampa ser mais

susceptível à erosão, quando comparada à da pedoforma côncava, o que está de acordo com Daniels *et al.* (1987) e Resende et al. (1997).

Ficou evidente neste trabalho que o comportamento da erosão do solo é diferente no espaço de acordo com a forma do relevo e uso e manejo do solo. No geral, as áreas convexas nas encostas apresentaram perdas progressivas de solo, principalmente em decorrência da compactação e manejo inadequado e, as áreas côncavas atuam como área de deposição. Considerando que o tipo de solo e as práticas de manejo nas lavouras, na maioria das propriedades, são praticamente as mesmas, atribui-se a forma do relevo a responsabilidade pelas maiores perdas de solo, susceptibilidade de erosão e potencial natural de erosão, influenciando na distribuição espacial dos elementos avaliados no presente trabalho. Portanto, o relevo condiciona o fluxo de água e solutos do solo, que por sua vez afetam a variabilidade espacial e em profundidade dos atributos físicos e químicos do solo.

A importância da posição na paisagem na distribuição espacial e em profundidade nos teores dos elementos avaliados é ressaltada quando os dados foram separados por classe de declividade, que comprovou que o transporte de sedimento e os padrões de redistribuição são profundamente afetados pela forma, comprimento e inclinação da rampa. Com o aumento do gradiente do declive diminuíram os teores de P e C, principalmente na camada superficial, que é mais sensível à erosão hídrica, o que possibilita classificar essas áreas como ambientes de perda de solo, ou seja, locais em que o grau de inclinação favorecerá a perda de solo. Nas áreas com relevo suave ondulado, começa haver deposição não só em função da diminuição da energia do escoamento, como também pela existência de áreas úmidas. Nos pontos amostrados em relevo plano foram obtidas as maiores concentrações de C e P, tanto em superfície quanto em profundidade. Já para os óxidos cristalinos de Fe e Al nessa classe de relevo houve uma diminuição em função da solubilização dos mesmos e, aumento nos teores de óxidos de Fe e Al amorfos. Estes pontos estão localizados em área úmida, próximos aos cursos de água em ambiente de deposição e, no topo de coxilhas ambiente de baixa energia de escoamento.

As áreas úmidas apresentaram as maiores concentrações de carbono e fósforo (P_T , P_D e P_{OT}). Conforme Ranalli e Macalady (2010), Holden (2005); Sinsabaugh (2010), zonas úmidas ribeirinhas são conhecidas por sua capacidade de retenção de nutrientes e de sedimentos e têm o potencial de sequestrar C em locais

onde a oferta de oxigênio é limitada prejudicando assim a decomposição aeróbia da matéria orgânica.

Embora os pontos amostrados em área úmida tenham apresentado as maiores concentrações de C_{OT}, P_T, P_{OT} e P_D, esses locais estão bastante degradados, portanto sua habilidade natural para sequestrar e remover nutrientes foi reduzida. Duas são as principais razões; (i) a implantação do assentamento aumentou drasticamente a pressão antrópica sobre essas áreas; (ii) a abertura de drenos (Figura 31) resultou na oxidação do COS aumentando a emissão de CO₂ para a atmosfera, além de alterar o regime hídrico da bacia hidrográfica. Além disso, conforme Almendinger *et al.* (2011), a incorporação de áreas úmidas para a agricultura não só reduz o *habitat* dos animais selvagens, mas representa uma tripla ameaça para a poluição de sedimentos em águas receptoras, pois: aumenta a área onde o solo se deteriora; diminui a área onde o sedimento é retido e; oferece mais água para rios, resultando na erosão dos canais.



Figura 31 – Imagem ilustrando um canal de drenagem em uma área úmida. Foto: CAPOANE, V.

Assim, em paisagens susceptíveis à erosão, como é o caso da área estudada, o preparo do solo e a abertura de drenos em áreas úmidas pode agravar as perdas de solo aumentando a erodibilidade e estimulando a respiração

microbiana, consequentemente carbono e poluentes adsorvidos ou complexados a matéria orgânica do solo serão perdidos. Dessa forma, a proteção de áreas úmidas ao longo de rios e gestão das áreas agrícolas na bacia hidrográfica estudada e, no Brasil como um todo, poderia ter implicações significativas no sequestro de carbono, minimizando as emissões de CO₂ para a atmosfera, além de poluentes para os sistemas aquáticos, como o fósforo, que pode causar a eutrofização se atingir os cursos d'água.

4.3 DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL E VERTICAL DE ATRIBUTOS FÍSICOS E QUÍMICOS DO SOLO EM ESCALA DE VERTENTE

Na topossequência 1, nos três pontos de amostragem de solo em área de lavoura, o pH_{H2O} da camada até 5 cm estava acima de 5,5 refletindo a calagem realizada pelo agricultor, bem como o sistema de manejo que revolve somente a camada superficial, nas demais camadas o pH ficou abaixo de 5,5 (Figura 32a). Na topossequência 2, nos dois pontos amostrados em área de lavoura o pH_{H2O} também estava acima de 5,5, sendo que no Tp2-1 isso ocorreu até a camada de 20 cm (Figura 32b), provavelmente pelo revolvimento mais profundo do solo ou, pela deposição de sedimento, uma vez que esse ponto localiza-se na porção inferior da encosta. Com exceção do Tp2-1, nas demais camadas os valores de pH, em ambas topossequencias, mantiveram-se abaixo de 5,5. Como o pH do solo abaixo de 5 cm de profundidade foi sempre menor que 5,5 isso indica que pode haver presença de Al tóxico para as plantas. Nesse sistema a calagem superficial está corrigindo o pH em superfície (até 5 cm), mas não em profundidade. Isso promove o crescimento radicular apenas na superfície, diminuindo a quantidade de água e nutrientes explorados pelas plantas. Nos pontos amostrado em área úmida, em todas as camadas, os valores de pH estavam abaixo de 5,5 (Figura 32a,b). No ponto de amostragem de solo em área de campo nativo (Tp2–5) o pH_{H2O} apresentou valores muito baixos, ficando abaixo de 4,5 até a camada de 10 cm, com um leve aumento nas demais camadas, atingindo 4,64 na camada 20-40 cm (Figura 32b). Isto indica a natureza ácida dos solos derivados da Formação Tupanciretã.



Figura 32 – Gráficos ilustrando os valores de $pH_{H^{2}O}$ nas cinco profundidades avaliadas na topossequência 1 (a) e 2 (b).

Nos três perfis de amostragem na lavoura da Tp1, os teores de C_{OT} foram maiores na camada superficial decaindo em profundidade (Figura 33a). O Tp1–1, localizado no topo da coxilha, apresentou teores maiores que o Tp1–2 que está em um ambiente de perda de material, meia encosta. Já o Tp1–3 apresentou incremento nos teores de C_{OT}, esse ponto localiza-se na base da encosta, posição que favorece o acúmulo de parte do material erodido. O ponto de amostragem em área úmida (Tp1–4) apresentou os maiores teores de C_{OT} em todas as camadas avaliadas.

Na Tp2 os teores de C_{OT} obtidos nos perfis de amostragem em lavoura foram menores (Figura 33b) que os encontrados na Tp1, sendo a variabilidade influenciada pelo manejo e relevo (Figuras 34). Nos dois perfis de amostragem em área úmida os valores obtidos foram muito superiores aos encontrados na área úmida da Tp1, como pode ser visualizado nas Figuras 33a,b. As maiores concentrações de C_{OT} obtidas nos pontos amostrados nos banhados, deve-se principalmente à umidade, pois este ambiente possibilita que a velocidade de decomposição da matéria orgânica do solo seja mais lenta, possibilitando assim maior sequestro de carbono. Já a diferença exorbitante nos teores de C_{OT} entre as áreas úmidas das duas topossequências deve-se a drenagem da área que favoreceu a oxidação e emissão de CO₂. O ponto amostrado em área de campo nativo, com pastejo intensivo do gado, apresentou as menores concentrações de C_{OT} dentre as classes de uso da terra e profundidades avaliadas.



Figura 33 – Gráficos ilustrando os teores de carbono orgânico total nas cinco profundidades avaliadas na topossequência 1 (a) e 2 (b).



Figura 34 – Imagens ilustrando a configuração da paisagem na topossequência 1 (a) e na; topossequência 2 (b). Fotos: CAPOANE, V.

Nos perfis de amostragem em área de lavoura, percebe-se claramente a forte influencia do relevo no transporte de materiais, houve um incremento de P_T em direção à base da encosta na camada superficial em ambas topossequências. Nas demais camadas as concentrações foram aproximadas. O ponto de amostragem localizado na área úmida na Tp1 apresentou menores concentrações que os pontos em área úmida da Tp2, o que é atribuído à abertura e canalização de drenos (Figura 35a). Os pontos de amostragem em área úmida na Tp2 apresentaram concentrações de P_T superiores as das lavouras indicando o grande potencial das zonas úmidas como filtro de poluentes oriundos de áreas a montante (Figura 35b).



Figura 35 – Gráficos ilustrando os teores de fósforo total (digestão ácida) nas cinco profundidades avaliadas na topossequência 1 (a) e 2 (b).

As concentrações de fósforo orgânico total na camada superficial (0-5 cm) nos solos dos pontos amostrados em área de lavoura foram similares nas duas topossequências (Figura 36a,b), variando de 94,8 a 126,0 mg kg⁻¹, no Tp2–1 e Tp2–2 e, 111,2; 109,5 e 125,4 mg kg⁻¹, nos pontos Tp1–1, Tp1–2 e Tp1–3, respectivamente. Em profundidade, as concentrações foram significativamente inferiores, sendo que no ponto Tp2–1, os teores de P correspondiam em torno de 50% ao encontrado na camada 0–5 cm, ficando abaixo até mesmo do ponto amostrado em área de campo nativo, onde não há aplicação de fertilizante fosfatado.

As maiores concentrações de P_{OT} foram obtidas nos pontos de amostragem em área úmida (Figura 36a,b). Conforme Mitsch e Gosselink (1993) e Kadlec e Knight (1996), solos de zonas úmidas são frequentemente caracterizados pelo acúmulo de matéria orgânica, devido ao baixo teor de matéria mineral e alto teor de matéria orgânica, uma grande proporção de P nesses locais é armazenado nas formas orgânicas (REDDY *et al.*, 1998). Em geral, as grandes quantidades de P orgânico podem ser imobilizadas em solos de zonas úmidas e apenas uma pequena porção do conteúdo total de P orgânico é biodisponível. A maior parte do P orgânico é estabilizada em compostos orgânicos relativamente recalcitrantes (DUNNE e REDDY, 2005).



Figura 36 – Gráficos ilustrando os teores de Fósforo Orgânico Total nas cinco profundidades avaliadas na topossequência 1 (a) e 2 (b).

Na Tp1 o P_D apresentou as maiores concentrações na área úmida (Tp1–4) seguido do Tp1–3, base da encosta (Figura 37a). Assim como para as demais formas de P avaliadas, percebe-se um enriquecimento no sentido do gradiente da encosta, contudo o material que é perdido via escoamento superficial e subsuperficial não chega até a área úmida, pois a abertura do dreno contorna a base da encosta, favorecendo que sedimento e nutrientes saiam da BH.

Na Tp2, os teores de P_D no ponto da meia encosta em área de lavoura foram similares ao encontrado na Tp1 e também foi observado um enriquecimento de P na camada superficial de acordo com o gradiente da encosta (Figura 37b). O ponto de amostragem em área de campo nativo apresentou as menores concentrações de P_D, em todas as camadas avaliadas. Conforme Rheinheimer et al. (2008), em sistemas onde não há adição de P a sua disponibilidade está intimamente relacionada à ciclagem das formas orgânicas. Como o P_T e P_{OT} nesse ponto apresentaram baixas concentrações, consequentemente, a disponibilidade de P_D também será baixa. Na área úmida (Tp2-3 e Tp2-4) os valores obtidos foram superiores ao ponto amostrado na Tp1 (Tp1-4), isso porque, o material que sai da lavoura, fica retido, em grande parte na área úmida. A maior concentração de P_D nos perfis Tp2-3 e Tp2-4 pode estar ligada a ação da decomposição da matéria orgânica, que libera compostos orgânicos, os quais apresentam comportamento aniônico no solo e podem agir na disponibilização de P (GUPPY et al., 2005; ZAMUNER et al., 2008). Também, pelo fato de que em ambiente anóxicos os óxidos de Fe e Al são reduzidos, dissolvem e, liberam PO₄³⁻ para a solução (DUNNE e REDDY, 2005).

No geral, nos pontos amostrados na lavoura, o maior teor de P na camada superficial, nas três formas avaliadas, decorre da pouca mobilização do solo, que mantém o adubo residual na profundidade de aplicação e, da imobilidade e baixa solubilidade dos compostos de P, sobretudo em solos de natureza ácida e com altos teores de argila e metais, como o Al e o Fe. Nas áreas úmidas, com exceção do P_T na Tp1, foram encontradas as maiores concentrações de fósforo. Isso porque, zonas úmidas desaceleram o fluxo de água de superfície e permitem o acúmulo de sedimento e P ligado a ele, oriundo das áreas agrícolas de montante. Uma vez na zona úmida, P continuará ligado às partículas do solo, a menos que o solo se torne anaeróbico e quimicamente reduzido. Nesse ambiente os óxidos se dissolvem e liberam o PO₄³⁻.

A vegetação de zonas úmidas e os microorganismos ajudam a remover parte do P dissolvido por incorporá-lo em sua própria biomassa, a outra parte pode atingir os canais de drenagem, tornando-se um risco, pois o P_D é a fração do fósforo mais prontamente disponível para os organismos aquáticos, podendo causar a eutrofização dos mananciais. Na área úmida drenada, a mesma perdeu sua habilidade de filtro, consequentemente sedimentos e poluentes adsorvidos que são perdidos das áreas agrícolas via escoamento superficial ou subsuperficial acabam diretamente na rede de drenagem.



Figura 37 – Gráficos ilustrando os teores de fósforo disponível nas cinco profundidades avaliadas na topossequências 1 (a) e 2 (b).

Na Tp1 as concentrações de Fe_{DCB} foram maiores no Tp1–1 sendo que os teores aumentaram em profundidade. Nos perfis amostrados na Tp2 os maiores valores foram obtidos no Tp2–1. As Tabelas 7 e 8 mostram que os maiores teores de Fe_{DCB} foram obtidos em ambiente aeróbico bem e moderadamente drenado. Houve

um incremento em profundidade em ambas topossequências o que foi atribuído ao incremento de argila, horizonte B textural. Os perfis amostrados em área úmida (Tp1–4, Tp2–3 e Tp2–4) apresentaram as menores concentrações (Tabelas 7 e 8). Observando os valores obtidos na camada superficial percebe-se a influencia do relevo na exportação de óxidos, o mesmo foi observado em trabalho desenvolvido por Oliveira *et al.* (1991), conforme esses autores, os teores de Fe tendem a ser decrescentes declive abaixo, indicando condições favoráveis à sua exportação.

Conforme Inda *et al.* (2014), em ambientes aeróbicos, os óxidos de ferro apresentam alta estabilidade e persistem no solo por longos períodos, entretanto, incrementos no teor de matéria orgânica, aumento da umidade e da atividade microbiológica do solo favorecem os principais mecanismos de dissolução e remobilização dos óxidos de ferro no ambiente, o que foi verificado no presente trabalho. No material transportado de condições oxidantes (Tp1–1; Tp1–2; Tp2–1, Tp2–2 e Tp2–5) para redutoras (Tp1–3, eventualmente, Tp1–4, Tp2–3 e Tp2–4), houve uma diminuição significativa da concentração de Fe_{DCB} no solo em todas as profundidades avaliadas, resultante da dissolução de tipos cristalinos de óxidos de ferro por reações de redução em microssítios saturados e/ou de complexação, resultado do incremento de matéria orgânica e, da maior umidade e tempo de residência da água no solo que faz com que o Fe³⁺ reduza a Fe²⁺ que é uma forma bem mais solúvel de ferro.

Por outro lado, o incremento significativo de óxidos de ferro amorfos no solo das áreas úmidas (Tp1–4, Tp2–3 e Tp2–4) (Tabelas 7 e 8) pode estar associado à neoformação de tipos metaestáveis, como a ferrihidrita (SILVA NETO *et al.*, 2008; SCHWERTMANN e KÄMPF, 1983). Isso é ressaltado quando é feita a relação Fe₀/Fe_{DCB}, pois em ambiente aeróbico (Tp1–1; Tp1–2; Tp2–1, Tp2–2 e Tp2–5) os teores de Fe_o são baixos se comparados aos de Fe_{DCB}, o que pode ser confirmado pela baixa razão Fe₀/Fe_{DCB} (valor máximo de 0,07, média 0,06 na Tp1 e; valor máximo de 0,16, média 0,11 na Tp2), evidenciando o predomínio de formas mais cristalinas de ferro, característica de solos em avançado estádio de intemperismo (KÄMPF *et al.*, 2000). No Tp1–3, ambiente mal drenado, a razão Fe₀/Fe_{DCB} teve valor máximo de 0,33, média 0,23. Nos pontos amostrados em ambiente muito mal drenado (Tp1–4, Tp2–3 e Tp2–4), a razão Fe₀/Fe_{DCB} teve valor máximo de 1,01 e média 0,83, indicando o predomínio de formas amorfas de óxidos de ferro (Tabelas 7 e 8).

AI 。 Areia Silte Argila Fe DCB Fe。 AI DCB Prof. Ponto/Posiçã Fe。/ Al 🎝 AI DCB o/Uso Fe_{DCB} cm g kg⁻¹..... g kg⁻¹ g kg⁻¹ 0-5 733 206 61 7,8 0,6 0,07 2,6 0,7 0,26 Tp1-1 5-10 720 218 62 8,8 0,5 0,06 3,2 0,8 0,26 Topo da 10-20 709 227 64 0,5 0,06 9,1 3,6 1,1 0,30 Coxilha 20-40 716 218 66 8,7 0,5 0,06 3,7 0,30 1,1 Agricultura 636 40-60 277 87 11.0 0,6 0,06 4,4 1,4 0,31 0-5 767 173 61 6,2 0,4 0,07 1,8 0,5 0,31 Tp1-2 5-10 777 171 52 6,4 0,4 0,06 2,0 0,7 0,34 Meia 10-20 744 0,05 198 58 8,1 0,4 2,4 0,8 0,34 Encosta 20-40 731 202 67 7,9 0.3 0.04 2,3 0,8 0.36 Agricultura 40-60 728 210 62 7,5 0,3 0,04 2,0 0,7 0,35 0-5 792 5,3 1,0 0,20 1,3 0,5 0,37 169 39 Tp1-3 5-10 775 178 46 6,2 2,1 0,33 1,8 0,7 0,40 Base encosta 10-20 732 207 61 6,8 1,9 0.28 2,4 0,9 0.40 20-40 728 219 53 6,7 1,6 0,24 2,4 1,0 0,41 Agricultura 40-60 757 195 0,11 0,5 0,33 48 5,5 0,6 1,6 0-5 595 370 35 3,0 0,96 0.7 0,9 1,27 2,9 Tp1-4 5-10 703 269 0,98 0,8 28 2,1 2,0 0,6 1,33 Área úmida 10-20 660 307 33 1,9 1,9 1,00 0,8 1,0 1,38 700 20-40 271 28 1,5 1,3 0,85 0,7 1,0 1,33 Pousio 40-60 673 294 33 1,5 1,4 0.97 0.5 0,7 1.37

Tabela 7 – Proporção de areia, silte e argila e teores de ferro e alumínio de baixa (Fe_o, Al_o extração com oxalato de amônio) e alta (Fe_{DCB}, Al_{DCB} extração com ditionitocitrato-bicarbonato de Na) cristalinidade na topossequência 1.

As concentrações de Al_{DCB}, assim como o Fe_{DCB}, foram maiores nos pontos amostrados em ambiente aeróbico (Tp1–1, Tp1–2, Tp1–3, Tp2–1, Tp2–2 e Tp2–5). Houve um incremento nos teores em profundidade, correlacionando-se ao aumento nos teores de argila (Horizonte Bt) (Tabelas 7 e 8). As concentrações obtidas nos pontos localizados em área úmida (Tp1–4, Tp2–3 e Tp2–4) decaíram, sendo que o decréscimo foi maior no ponto de amostragem na Tp1. Os valores de Al_{DCB} representam, em sua maior parte, o alumínio contido na estrutura dos óxidos de ferro e pode se inferir que os maiores valores de Al_{DCB} correspondem à maior ocorrência de substituições isomórficas de Fe por Al nas estruturas dos óxidos de ferro (VENDRAME *et al.*, 2011). Os menores teores de Al nos pontos amostrados em área úmida (Tp1–4, Tp2–3 e Tp2–4) podem ser decorrentes da forte atuação que a matéria orgânica exerce na complexação e/ou, disponibilização de formas de Al na

solução do solo que possibilita a passagem de Al fortemente complexado para formas mais reativas, em decorrência de sua oxidação.

As concentrações de Al_o na Tp1 e Tp2 variaram conforme o gradiente da encosta e condições de drenagem. No Tp1–1 houve incremento de Al_o em profundidade, já os perfis Tp1–2 e Tp1–3 apresentaram acréscimo até os 20 cm com posterior decréscimo, sendo que no Tp1–3 a camada 40-60 cm o decréscimo foi maior em função da oscilação do lençol freático (Tabela 7). Na Tp2 os teores de Al_o em ambiente aeróbico amostrados em lavouras apresentaram incremento em profundidade. No ponto de amostragem em área de campo nativo (Tp2–5) tanto os teores de Fe quanto de Al apresentaram pequena variação em profundidade, o que atribui-se ao não revolvimento do solo (Tabela 8). Nos pontos de amostragem em área úmida (Tp1–4, Tp2–3 e Tp2–4), assim como para óxidos de ferro, houve um incremento nos teores de óxidos de alumínio amorfos. Os maiores teores de Fe e Al amorfos na camada superficial de áreas úmidas podem estar associados aos maiores teores de C orgânico, pois, conforme Kämpf e Schwertmann (1983) a fração húmica tem efeito inibidor na cristalização desses óxidos.

A razão Al_o/Al_{DCB} foi baixa nos ambientes bem e moderadamente drenados o que decorre do elevado intemperismo que, em ambientes tropicais promove cristalização dos óxidos de Fe e Al, resultando em baixas relações entre as formas amorfas e cristalinas. KÄMPF *et al.* (1988) também obtiveram valores de Fe_o/Fe_{DCB} nesta faixa, para oxissolos do sul e sudeste brasileiros. Nos pontos de amostragem em área úmida a razão Al_o/Al_{DCB} foi superior a 1 em todos os pontos e camadas avaliadas, indicando o predomínio de formas mais amorfas de óxidos de alumínio (Tabela 7 e 8).

Os valores de pH, P_T, P_D e C_{OT} no solo dos pontos amostrados nas lavouras estão fortemente relacionados com o manejo do solo que revolve somente a camada superficial, com a baixa aplicação de fósforo pelos produtores e, com as características do relevo como a declividade e forma da rampa. Os óxidos de ferro e alumínio de alto grau de cristalinidade representam a principal forma de Fe e Al do solo. Nos pontos de amostragem em ambiente aeróbico os teores de Fe e Al, nas diferentes formas, foram maiores do que no ambiente anaeróbico, pois nesse ambiente predominam os mecanismos de oxidação, dissolução e remobilização.

Tabela 8 – Percentagem de areia, silte e argila e teores de ferro de baixa (extração com oxalato de amônio – o) e alta (extração com ditionito-citrato – DCB) cristalinidade na topossequência 2.

Ponto/Posição	Prof.	Areia	Silte	Argila	Fe _{DCB}	Fe。	Fe₀⁄	AIDCB	Al。	AI _o /
/Uso	cm	g kg ⁻¹			g k	g ⁻¹	Fe _{DCB}	g kg ⁻¹		AI _{DCB}
	0-5	588	315	98	14,4	1,1	0,08	2,6	0,9	0,35
Tp2-1	5-10	603	297	100	14,1	1,2	0,08	2,6	1,1	0,41
Meia encosta	10-20	609	299	92	14,7	1,0	0,07	3,0	1,3	0,44
Agricultura	20-40	563	330	107	16,6	1,2	0,07	3,7	1,8	0,49
	40-60	457	410	133	19,8	1,3	0,07	4,6	2,2	0,47
	0-5	700	235	65	9,5	1,5	0,16	1,8	1,0	0,57
Tp2-2	5-10	738	199	63	10,9	1,7	0,16	2,0	1,1	0,55
Base encosta	10-20	710	232	57	11,0	1,6	0,14	2,2	1,2	0,56
Agricultura	20-40	672	260	69	13,1	1,6	0, 12	2,8	1,5	0,56
	40-60	591	303	106	16,7	1,9	0, 12	3,3	1,7	0,52
	0-5	871	121	8	3,7	3,2	0,87	1,8	2,1	1,19
Tp2-3	5-10	696	291	13	1,5	1,2	0,79	1,5	1,9	1,26
Área úmida	10-20	800	189	11	1,3	1,0	0,79	1,6	2,0	1,19
Pecuária	20-40	763	226	11	1,7	1,7	1,01	1,5	2,0	1,32
	40-60	927	68	5	11,3	5,6	0,50	2,0	2,0	1,01
	0-5	700	285	15	2,2	1,7	0,74	1,2	1,3	1,06
Tp2-4	5-10	658	309	33	1,9	1,5	0,77	1,2	1,3	1,08
Área úmida	10-20	791	197	12	1,4	1,1	0,76	1,2	1,4	1,20
Pecuária	20-40	838	153	10	2,0	1,7	0,86	1,0	1,8	1,76
	40-60	879	114	7	2,6	1,8	0,67	1,0	1,8	1,79
	0-5	794	161	45	6,7	0,8	0, 12	1,7	0,8	0,47
Tp2-5	5-10	793	151	56	7,5	0,8	0,11	1,9	0,9	0,49
Campo nativo	10-20	732	204	63	7,7	0,8	0,11	2,0	1,0	0,52
Pecuária	20-40	778	174	49	6,4	0,8	0, 12	1,8	0,9	0,48
	40-60	767	180	53	8,4	0,8	0,09	1,9	0,9	0,47

Com base nos resultados dos atributos físicos e químicos do solo nos pontos de amostragem nas topossequências, observa-se que nas lavouras as concentrações de elementos químicos da camada superficial refletem a posição no relevo (ambiente de perda e deposição de material) e a influência antrópica (adição de fertilizante e manejo do solo). No ponto de amostragem de solo em área de campo nativo foram obtidas as menores concentrações de elementos químicos de origem antropogênica e as mesmas apresentaram pequena variação em profundidade, o que foi atribuído ao não revolvimento do solo. Nas áreas úmidas, as diferenças exorbitantes entre alguns elementos químicos foram atribuídas à drenagem do solo para a incorporação da área na produção de grãos. Na área úmida drenada o P e o C apresentaram decréscimo significativo nas concentrações. Do ponto de vista ambiental a drenagem de áreas úmidas, além de descaracterizá-las implica em inúmeros impactos ambientais como a perda de suas funções hidrológicas (rebaixamento do lençol freático em toda a encosta), ecológicas (perda da diversidade de espécies) e a de filtro biogeoquímico (transferência de poluentes para os sistemas aquáticos devido a diminuição da habilidade de ciclagem de nutrientes).

Considerando a grande influência que a abertura de drenos exerce nos ciclos biogeoquímicos de áreas úmidas, obrigatoriamente a localização dos mesmos deve ser considerada quando modelos digitais de elevação forem utilizados para estimar, por exemplo, os teores de carbono no solo. Embora o MDE utilizado neste trabalho para a predição dos locais mais propensos a perda e a deposição de sedimento, tenha sido gerado com dados altimétricos mais refinados que os dados gratuitos e mais facilmente obtidos como os de cartas topográficas, topodata, SRTM, dentre outros, o mesmo não discriminou a localização dos drenos. Assim, no mapa com as áreas propensas a perda e deposição de sedimento (Figura 13), uma das áreas que foi classificada como sendo de deposição e que teria maior capacidade de reter parte do sedimento e poluentes adsorvidos que são perdidos das encostas, não cumpre tal função, pois o dreno contorna a base da encosta e o material que sai da lavoura acaba diretamente na rede de drenagem.

5. CONCLUSÕES

A utilização de atributos topográficos primários e secundários derivados de um modelo digital de elevação gerado com dados altimétricos da carta topográfica na escala 1:50.000 (1976) é inadequada para avaliar áreas propensas a perda e deposição de sedimentos, consequentemente nutrientes, em áreas com relevo suave ondulado, como o do planalto do Rio Grande do Sul. Já a utilização de atributos topográficos derivados de um modelo digital de elevação gerado com dados altimétricos mais refinados (RTK) e atualizados (2012), discretizou satisfatoriamente às áreas propensas à perda e a deposição de sedimento por álgebra de mapas.

A correlação entre os valores dos atributos químicos do solo avaliados nas 285 amostras com os valores dos atributos do terreno índice topográfico de umidade, índice topográfico de capacidade de transporte de sedimento e declividade apresentaram resultados estatisticamente significativo, mostrando-se bons preditores do teor de carbono, estoque de C, fósforo orgânico total e disponível e teores de Fe e Al amorfos para a bacia hidrográfica estudada.

Considerando o uso da terra e relevo, os teores de carbono e fósforo foram maiores na camada superficial decaindo em profundidade em todas as classes avaliadas. Nas lavouras os menores valores foram encontrados na meia encosta com declive entre 8 e 20% e as maiores, em vertentes côncavas convergentes na posição inferior da encosta. Os campos antrópicos apresentaram as menores concentrações de P e C, o que se atribui ao pastejo intensivo do gado durante todo o ano. Já as maiores concentrações foram obtidas nas áreas úmidas, comprovando o grande potencial desses locais no sequestro de sedimento bem como de filtro de poluentes oriundos de áreas a montante.

Nas topossequências, as concentrações de elementos químicos refletiram a posição no relevo (ambiente de perda e deposição de material) e a influência antrópica (adição de fertilizante, manejo do solo e drenagem da área úmida).

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O papel da geomorfologia em relação à distribuição espacial de fósforo e carbono do solo é de grande interesse em termos de gestão da paisagem e sequestro de sedimento e poluentes. Neste trabalho foi demonstrado que os atributos topográficos extraídos do MDE gerado com dados da carta topográfica na escala 1:50.000 não são capazes de detalhar a topografia de encostas e bacias hidrográficas em áreas com relevo suave ondulado, como o planalto do Rio Grande do Sul, o que os torna inadequados para avaliar locais propensos a perda de solos e deposição de sedimento, bem como, para o entendimento de como os ciclos bioquímicos do fósforo e carbono atuam na paisagem.

Utilizando dados altimétricos de alta resolução espacial, MDE–RTK de 5 metros de resolução de pixel, foi possível delimitar os locais mais propensos a perda e deposição de sedimento e correlacionar os teores de carbono e fósforo do solo com atributos topográficos primários e secundários. Isto comprova que MDEs refinados (alta resolução espacial) podem ser utilizados para prever as concentrações de P e C no solo, o que é um grande avanço considerando que a amostragem intensiva de solo para a quantificação do C e P é demorada e cara. Porém, embora os atributos topográficos extraídos do MDE–RTK tenham mostrado boa capacidade para predição de locais propensos a perda e deposição de material servindo de suporte para a gestão de áreas agrícolas, para avaliações biogeoquímicas, obrigatoriamente, os canais com drenos em áreas úmidas devem ser considerados, pois como mostram os resultados das análises de solo nos pontos de amostragem nas topossequências, a abertura de drenos afeta profundamente a dinâmica do carbono e do fósforo do solo.

Com relação aos atributos topográficos selecionados para a tabulação cruzada de mapas, a declividade e a curvatura poderiam não ter sido utilizados sem com isso comprometer o resultado final, pois esses dois atributos já são considerados no cálculo do índice topográfico de umidade e índice topográfico de capacidade de transporte de sedimento. Para trabalhos futuros, a inserção do índice de vegetação NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) poderia contribuir na predição dos teores de P e C do solo.

A importância dos dados gerados na presente pesquisa dá-se também, pelo fato de que os trabalhos publicados que avaliaram a distribuição espacial de carbono em bacias hidrográficas, não foram feitas coletas em zonas úmidas que, como foi monstrado, são os locais com maior potencial de acúmulo de carbono e fósforo. Então, a variabilidade espacial representada nos mapas publicados não condiz com a realidade de campo e as áreas com maior potencial de sequestro de C e de sedimento e poluentes como o P oriundos de áreas a montante, estão sendo negligenciadas pelos pesquisadores.

As áreas úmidas são importantíssimas devido as suas inúmeras funções ambientais, servindo como barreira entre o sistema terrestre e o aquático para os sedimentos e poluentes que são transportados por via terrestre por fluxos de escoamento superficial, fornecendo proteção para rios, lagos e reservatórios. Por isso, proteger e/ou restaurar zonas úmidas em bacias hidrográficas agrícolas é uma medida importante para a manutenção da biodiversidade, regulação hídrica, ciclagem de nutrientes, amenizando os impactos ambientais adversos dos poluentes das atividades agropecuárias na qualidade da água de rios, lagos e reservatórios. Para a bacia hidrográfica estudada e Brasil como um todo, as medidas recomendadas para a proteção desses locais são a re-umidificação das mesmas, restrição do acesso do gado e abandono das áreas que foram incorporadas na agricultura.

Nas áreas agrícolas da bacia hidrográfica estudada, apesar das diferenças de concentração de alguns elementos químicos entre os pontos de amostragem de solo, todas as amostras apresentaram concentrações relativamente baixas de fósforo. Isso se deve (i) ao histórico de uso do solo, que antes da implantação do assentamento Alvorada era de campo nativo, com baixa ou nenhuma utilização de insumos agrícolas e, mais recentemente, (ii) às baixas doses de fertilizantes orgânicos e industrializados utilizados pelos agricultores. Contudo, devido ao manejo inadequado do solo, como plantio direto mal manejado e cultivo no sentido da pendente, em condições de alta pluviosidade e caso haja aumento na quantidade de fertilizantes utilizados pelos agricultores, a qualidade da água dos rios pode ser comprometida. Por isso a implantação de terraços nos locais considerados mais propensos a perda de sedimento e, implantação de culturas que aumentem a biomassa do solo são fundamentais.

104

Nas áreas utilizadas para a pecuária, campos antropizados, zonas úmidas e matas, as mesmas estão bastante degradadas, deste modo, o controle do número de animais nas áreas de campo utilizadas para a pecuária, restrição do acesso às áreas de mata e nas zonas úmidas, podem contribuir significativamente para a melhoria da qualidade do solo e da água.

REFERÊNCIAS

ALVAREZ, J, W. R. **Transferência de fósforo em pequenas hidrográficas com predomínio de sistema plantio direto precário**. 198 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Departamento de Solos, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2014.

ANDERSON, M. G.; KNEALE, P. E. Topography and hillslope soil water relationships in a catchment of low relief. **Journal of Hydrology**, v. 47, p. 115–128, 1980.

ANDERSON, M. G.; BURT, T. P. The role of topography in controlling through flow generation. **Earth Surface Processes**, v. 3, p. 331–344, 1978.

ALDOUS, A.; MCCORMICK, P.; FERGUSON, C.; GRAHAM, S.; CRAFT, C. Hydrologic regime Controls soil phosphorus fluxes in restoration and undisturbed wetlands. **Restoration Ecology**, v. 13, p. 341–347, 2005.

ALDOUS, A. R.; CRAFT, C. B.; STEVENS, C. J.; BARRY, M. J.; BACH, L. B. Soil phosphorus release from a restoration wetland, Upper Klamath Lake, Oregon. **Wetlands**, v. 27, p. 1025–1035, 2007.

ALMENDINGER, J. E.; MURPHY, M. S.; ULRICH, J. S. Use of the Soil and Water Assessment Tool to Scale Sediment Delivery from Field to Watershed in an Agricultural Landscape with Topographic Depressions. **Journal of Environmental Quality**, p. 1–9, 2011.

ANTONIC, O.; DALIBOR, H.; RENATA, P. DEM-based depth in sink as an environmental estimator. **Ecological Modelling**, v. 138, p. 247–254, 2001.

BAKER, M. J.; BLOWES, D. W.; PTACEK, C. J. Laboratory development of permeable reactive mixtures for the removal of phosphorus form onsite wastewater disposal systems. **Environmental Science and Technology**, v. 32, p. 2308–2316, 1998.

BARBER, S. A. **Soil nutrient bioavailability**: A mechanistic approach. 2 ed. New York: Jhon Wiley & Sons, 1995, 414 p.

BATJES, N. H. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. **European Journal** of **Soil Science**, v. 47, p. 151–163,1996.

BAYER, C. **Dinâmica da matéria orgânica em sistemas de manejo do solo.** 240 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Departamento de Solos, Universidade Federal de Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1996.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; AMADO, T. J. C.; MARTIN-NETO, L.; FERNANDES, S. V. Organic matter storage in a sandy clay loam Acrisol affected by tillage and cropping systems in southern Brazil. **Soil & Tillage Research**, v. 54, p. 101–109, 2000.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: SANTOS, G. A.; CAMARGO, F. A. O. **Matéria orgânica do solo**: fundamentos e caracterização. Porto Alegre: Gênesis, 1999. p. 9–26.

BEUSELINCK, L.; STEEGEN, A.; GOVERS, G.; NACHTERGAELE, J.; TAKKEN, I.; POESEN, J. Characteristics of sediment deposits formed by major rainfall events in small agricultural catchments in the Belgian Loam Belt. **Geomorphology**, v. 32, p. 69–82, 2000.

BEVEN, K. J.; KIRKBY, M. J.; SCHOFIELD, N.; TAGG, A. F. Testing a Physicallybased flood forecasting model (TOPMODEL) for three U.K. catchments. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 69, p.119–143, 1984.

BEVEN, K. J.; KIRKBY, M. J. A physically based, variable contributing area model of basin hydrology. **Hydrological Sciences Bulletin**, 24, p. 43-69, 1979.

BEVEN, K. J. The hydrological response of headwater and sideslope areas. **Hydrological Sciences Bulletin**, v. 23, p. 419–437, 1978.

BLANCO-CANQUI, H.; LAL, R. Crop residue removal impacts on soil productivity and environmental quality. **Critical Reviews in Plant Science**, v. 28, p. 39–163, 2009.

BOORGARD, O. K. The influence of iron oxides on the surface area of soil. **Soil Science**, London, v. 34, p. 333–341, 1983.

BOSTIC, E.M.; WHITE, J. R. Soil phosphorus and vegetation influence on wetland phosphorus release after simulated drought. **Soil Science Society of America Journal**, v. 71, p. 238–244, 2007.

BOULAL, HAKIM.; GÓMEZ-MACPHERSON, HELENA.; GÓMEZ, J. A.; MATEOS, L. Effect of soil management and traffic on soil erosion in irrigated annual crops. **Soil & Tillage Research**, v. 115, p. 62–70, 2011.

BRIDGHAM, S.D.; JOHNSTON, C.A.; SCHUBAUER-BERIGAN, J. P.; WEISHAMPEL, P. Phosphorus sorption dynamics in soils and coupling with surface and pour water in riverine wetlands. **Soil Science Society of America Journal**, v. 65, p. 577–588, 2001.

BRINSON, M. M.; LUGO, A. E.; BROWN, S. Primary productivity, decomposition and consumer activity in freshwater wetlands. **Annual Review of Ecological Systems**, v. 2, p. 123–161, 1981.

BUARQUE, D. C.; FAN, F. M.; PAZ, A. R.; COLLISCHONN, W. Comparação de métodos para definir direções de escoamento a partir de Modelos Digitais de Elevação RBRH. **Revista Brasileirade Recursos Hídricos**, v. 14, n. 2, p. 91–103, 2009.

BULLOCK, A.; ACREMAN, M. The Role of Wetlands in the Hydrological Cycle. **Hydrology and Earth System Science**, v. 7, n. 3, p.358–389, 2003.

BURROUGH, P.A.; McDONNELL, R.A. **Principles of Geographical Information Systems**. 2 ed. New York: Oxford University Press, 2005. 356 p.

BURT. T. P.; BUTCHER, D. P. The role of topography in controlling soil moisture distributions. **Journal of Soil Science**, v. 36, p. 469–486, 1935.

BURT, T. P.; BUTCHER. D. P. Development of topographic indices for use in semidistributed hillslope runoff models', In SLAYMAKER. O.; BALTEANU. D. (Eds). **Geoinorphology and Land Management**. Gebruder Borntraeger. Berlin, 1- 19. 1986.

CAPOANE, V.; RHEINHEIMER, D. S. Análise qualitativa do uso e ocupação da terra no assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – Rio Grande do Sul. **Revista NERA**, v. 15, n. 20, p. 193–205, 2012.

CAPOANE, V. Qualidade da água e sua relação com o uso da terra em duas pequenas bacias hidrográficas. 106 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Departamento de Solo, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2011.

CARPENTER, S. R.; CARACO, N. F.; CORRELL, D. L.; HOWARTH, R. W.; SHARPLEY, A. N.; SMITH, V. H. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. **Ecological Applications**, v. 8, n. 3, p. 559–568, 1998.

CHAGAS, C. S.; FERNANDES FILHO, E. I.; ROCHA, M. F.; CARVALHO JÚNIOR, W.; SOUZA NETO, N. C. Avaliação de modelos digitais de elevação para aplicação em um mapeamento digital de solos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.14, n. 2, p. 218–226, 2010.

CHAGAS, C. S.; FONTANA, A.; CARVALHO JÚNIOR, W.; CAIRES, S. M. Atributos topográficos na diferenciação de Argissolos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, p. 1441–1453, 2013.

CHAPLOT, V.A. M.; RUMPEL, C.; VALENTIN, C. Water erosion impact on soil and carbon redistributions within uplands of Mekong River. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 19, p. 1–13, 2005.

CONACHER, A.A Role for Geomorphology in Integrated Catchment Management. **Australian Geographical Studies**, v. 40, n. 2, p. 179–195, 2002.

CONCEIÇÃO, P. C.; AMADO, T. J. C.; MIELNICZUK, J.; SPAGNOLLO, E. Qualidade do solo em sistemas de manejo avaliada pela dinâmica da matéria orgânica e atributos relacionados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.29, p. 777–788, 2005.

COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R. S.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R. V.; PARUELO, J.; RASKIN, R.G.; SUTTON, P.; VAN DEN BELT, M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, v. 387, p. 253–260, 1997.

CQFS-RS/SC – Comissão de Química e Fertilidade do Solo - RS/SC. 2004. Manual de adubação e calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina. Porto Alegre: SBCS-NRS/EMBRAPA-CNPT, 400 p. 2004.

DANIELS, R. B.; GILLIAN, J. W.; CASSEL, D. K.; NELSON, L. A. Quantifying the effected of past soil erosion on present soil productivity. **Journal Soil Water Conservation**, v. 42, p.183–187, 1987.

De GRYZE, S.; BOSSUYT, H.; SIX, J.; VAN MEIRVENNE, M.; GOVERS, G.; MERCKX, R. Controlling factors of aggregation at the landscape level in minimum and conventional tillage systems. **European Journal of Soil Science**, 2007.

DEMATTÊ, J. A. M.; ALVES, M. R.; GALLO, B. C.; FONGARO, C. T. Detecção de limites de solos por dados espectrais e de relevo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, p. 718–729, 2014.

DESMET, P. J. J.; GOVERS, G. Comment on 'Modeling topographic potential for erosion and deposition using GIS'. **International Journal of Geographical Information Systems**, v. 11, p. 603–610,1997.

DUNGAIT, J. A. J.; CARDENAS, L. M.; BLACKWELL, M. S.; WU, L.; WITHERS, P. J.; CHADWICK, D. R.; BOL, R.; MURRAY, P. J.; MACDONALD, A. J.; WHITMORE, A. P.; GOULDING, K. W. Advances in the understanding of nutrient dynamics and management in UK agriculture. **Science of the Total Environment,** v. 434, p. 39–50, 2012.

DUNJÓ, G.; PARDINI, G.; GISPERT, M. Land use effects on abandoned soil a Mediterranean catchment, NE Spain. **Catena**, v. 52, p. 23–27, 2003.

DUNNE, E. J.; REDDY, K. R.; CLARK, M. W. Phosphorus release and retention by soils of natural isolated wetlands. **International Journal of Environmental Pollution and Remediation**, v. 28, p. 496–516, 2006.

DUNNE, E. J.; REDDY, K. R. Phosphorus biogeochemistry of wetlands in agricultural watersheds. In: DUNNE, E. J. REDDY, K. R.; CARTON, O. T. **Nutrient Management in Agricultural Watersheds**: A Wetland Solution. Wageningen Academic Publishers, Wageningen, The Netherlands, 2005. p. 105–119.

DUNNE, T.; MOORE, T. R.; TAYLOR, C. H. Recognition and prediction of runoff producing zones in humid regions. **Hydrological Sciences Bulletin**, v. 20, p. 305–327, 1975.

EDWARDS, T. K.; GLYSSON, G. D. Field Methods for Measurement of Fluvial Sediment. In: **Techniques of Water Resources Investigations of the U.S**. Geological Survey (USGS). Reston, Virginia, 1999.

EL-SWAIFY, S. A.; MOLDENHAUER, W. C.; LO, A. **Soil erosion and conservation**. Soil Conservation Society of America, Ankeny, IA. 1985.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. 2. Ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solos**. 2 ed. Rio de Janeiro, Embrapa Solos, p. 212, 1997.
EPA - United States Environmental Protection Agency. Endereço: http://www.epa.gov/gmpo/education/. Acesso em: 12 de janeiro de 2013.

ESRI, 2011. **ArcGIS Desktop**: Release 10. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.

ESWARAN, H.; REICH, P. F.; KIMBLE, J. M.; BEINROTH, F. H.; PADMANABHAN, E. M. P. Global carbon stocks. In: LAL, R., KIMBLE, J.M., ESWARAN, H., STEWART, B.A. (Eds.), Global Change and Pedogenic Carbonate. CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 15–25. 2000.

ESWARAN, H.; VANDENBERG, E.; REICH, P. Organic-carbon in soils of the world. **Soil Science Society of America Journal**, v. 57, p. 192–194, 1993.

FERNANDES, F. A.; FERNANDES, A. H. B. M. Calculo dos estoques de carbono do solo sob diferentes condições de manejo. Corumbá: Embrapa Pantanal, dez. 2008. (Embrapa Pantanal. Comunicado Técnico, 69). Disponível em: http://www.cpap.embrapa.br/publicacoes/download.php?arq_pdf=COT69. Acesso em: 27 nov. 2013.

FISHER, M. M.; REDDY, K. R. Phosphorus flux from wetland soils affected by long term nutrient loading. **Journal of Environmental Quality**, v. 30, p. 261–271, 2001.

FLORINSKY, I. V.; EILERS, R. G.; MANNING, G. R.; FULLER, L. G. Prediction of soil properties by digital terrain modeling. **Environmental Modelling & Software**, v. 17, p. 295–311, 2002.

GALLANT, J. C.; HUTCHINSON, M. F. **Towards an understanding of landscape** scale and structure. 1996. Disponível em: http://www.ncgia.ucsb.edu/conf/SANTA_FE_CD-ROM/sf_papers/gallant_john/paper.html. Acesso em: 18 fev. 2014.

GALLANT, J. C.; WILSON, J. P. Primary topographic attributes. In: WILSON, J. P.; GALLANT, J. C. (Eds.). **Terrain Analysis: Principles and applications.** New York: John Wiley & Sons, 2000. p. 51–85.

GATIBONI, L. C.; KAMINSKI, J.; RHEINHEIMER, D. S.; FLORES, J. P. C. Biodisponibilidade de formas de fósforo acumuladas em solo sob sistema plantio direto. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 31, p. 691–699, 2007.

GATIBONI, L. C.; BRUNETTO, G.; KAMINSKI, J.; RHEINHEIMER, D. S.; CERETTA, C. A.; BASSO, C. J. Formas de fósforo no solo após sucessivas adições de dejeto liquido de suínos em pastagem natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 1753–1761, 2008.

GESSLER, P. E.; CHADWICK, O. A.; CHAMRAN, F.; ALTHOUSE, L. D.; HOLMES, K. W. Modeling soil-landscape and ecosystem properties using terrain attributes. Soil **Science Society of America Journal**, v. 64, p. 2046–2056, 2000.

Golden Software. Surfer 8. Golden Software Inc., Golden, CO. 80401 USA. 2002.

GREGORICH, E. G.; GREER, K. J.; ANDERSON, D. W.; LIANG, B. C. Carbon distribution and losses: erosion and deposition effects. **Soil & Tillage Research**, v. 47, p. 291–302, 1998.

GREGORICH, E. G.; MONREAL, C. M.; SCHNITZER, M.; SCHULTEN, H. R. Transformation of plant residues into soil organic matter: Chemical characterization of plant tissue, isolated soil fractions, and whole soils. **Soil Science**, v. 161, p. 680–693, 1996.

GUPPY, C. N.; MENZIES, N. W.; MOODY, P. W.; BLAMEY, F. P. C. Competitive sorption reactions between phosphorus and organic matter in soil: A review. **Australian Journal of Soil Research**, v. 43, p. 189–202, 2005.

HANCOCK, G. R.; MURPHY, D.; EVANS, K. G. Hillslope and catchment scale soil organic carbon concentration: An assessment of the role of geomorphology and soil erosion in an undisturbed environment. **Geoderma**, v. 155, n. 36–45, 2010.

HAO, Y. L.; LAL, R.; IZAURRALDE, R. C.; RITCHIE, J. C.; OWENS, L. B.; HOTHEM, D. L. Historic assessment of agricultural impacts on soil and soil organic carbon erosion in an Ohio watershed. **Soil Science**, v. 166, p. 116–126, 2001.

HAYASHI, M.; VAN DER KAMP, G. Simple equations to represent the volume-areadepth relations of shallow wetlands in small topographic depressions. **Journal of Hydrology**, v. 237, p. 74–85, 2000.

HEATHWITE, A. L.; FRASER, A. I.; JOHNES, P. J.; HUTCHINS, M.; LORD, E.; BUTTERLIEID, D. The Phosphorus Indicators Tool: a simple model of diffuse P loss from agricultural land to water. **Soil Use Manage**, v. 19, p. 1–11, 2003.

HICKEY, R. Slope Angle and Slope Length Solutions for GIS. **Cartography**, v. 29, n. 1, p. 1–8, 2000.

HICKEY, R.; SMITH, A.; JANKOWSKI, P. Slope length calculations from a DEM within Arc/Info GRID. **Computers, Environment, and Urban Systems**, v. 18, n. 5, p. 365–380, 1994.

HUTCHINSON, M. F. A new procedure for gridding elevation and stream line data with automatic removal of spurious pits. **Journal of Hydrology**, v. 106, p. 211–232, 1989.

HOLDEN, J. Peatland hydrology and carbon release: Why small-scale process matters, **Philosophical transactions of the Royal Society of London**, v. 363, p. 2891–2913, 2005.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Mapa de Vegetação do Brasil**. Escala 1:5.000.000. 2004.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Levantamento de recursos naturais do projeto Radam Brasil**. Folha SH.22. Porto Alegre e parte das folhas SH. 21 Uruguaiana e SI. 22 Lagoa Mirim. Rio de Janeiro, 1986. 796 p. INDA, A. V.; TOMASI, C. A.; OLIVEIRA, J. S.; FINK, J. R. Óxidos de ferro e área superficial de Latossolo subtropical sob campo e floresta nativa. **Ciência Rural**, v. 44, n. 2, p. 289–292, 2014.

IPPOLITI, G. A.; COSTA, L. M.; SHAEFER, C. E. G. R.; FERNANDES, E. I. F.; GAGGERO, M. R. Análise digital do terreno: ferramenta na identificação de pedoformas em microbacia na região de "mar de morros" (MG). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, n. 269–276, 2005.

JACINTHE, P. A.; LAL, R.; KIMBLE, J. Organic carbon storage and dynamics in croplands and terrestrial deposits as influenced by subsurface tile drainage. **Soil Science**, v. 166, p. 322–335, 2001.

JACKSON, M. L.; LIM, C. H.; ZELAZNY, L. W. Oxides, hydroxides, and aluminosilicates. In: KLUTE, A. **Methods of soil analysis**. Madison: American Society of Agronomy, 1986. p. 101–150.

JENSON S. K.; DOMINGUE, J. O. Extracting Topographic Structure from Digital Elevation Data for Geographic Information System Analysis. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 54, n. 11, p. 1593–1600, 1988.

JOHANSSON, L. The use of LECA (Light Expanded Clay Aggregates) for removal of phosphorus from wastewater. **Water Science and Technology**, Volume v. 35, n. 5, p. 87–93, 1997.

JORDAN, T. E.; WHIGHAMA, D. F.; HOFMOCKELB, K. H.; PITTEKC, M. A. Nutrient and Sediment Removal by a Restored Wetland Receiving Agricultural Runoff. **Journal of Environmental Quality**, v. 32, p. 1534–1547, 2003.

KADLEC, R.H.; KNIGHT, R.L. Treatment Wetlands. CRC Press, Boca Raton, Florida, 1996.

KÄMPF, N.; CURI, N. Óxidos de ferro: Indicadores de ambientes pedogênicos. In: NOVAIS, R. F. *et al.* Tópicos em ciência do solo. Viçosa, MG: Sociedade **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 1, p. 107–138, 2000.

KÄMPF, N.; SCHWERTMANN, U. Goethite and hematite in a climossequence in southern Brazil and their application in classification of kaolinitic soils. **Geoderma**, v. 29, p. 27–39, 1983.

KHORRAMDEL, S.; KOOCHEKI, A.; MAHALLATI, M.N.; KHORASANI, R.; GHORBANI, R. Evaluation of carbon sequestration potential in corn fields with different management systems. **Soil & Tillage Research**, v. 133, p. 25–31, 2013.

KIMOTO, A.; UCHIDA, T.; MIZUYAMA, T.; CHANCHUA, L. Influence of human activities on sediment discharge from devasted weathered granite hills of southern China: effects of 4-years elimination of human activities. **Catena**, Amsterdam, v. 48, p. 217–233, 2002.

KIRKBY, M.J.; CHORLEY, R. J. Through flow, overland flow and erosion. **Bulletin of the International Association of Scientific Hydrology**, v. 12, p. 5–21, 1967.

KITCHEN, N. R.; DRUMMOND, S. T; LUND, E. D.; SUDDUTH, K. A.; BUCHLEITER, G. W. Soil electrical conductivity and topography related to yield for three contrasting soil–crop systems. **Agronomy Journal**, v. 95, p. 483–495, 2003.

LAL, R. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. **Science**, v. 304, p. 1623–1627, 2004.

LAL, R. Managing world soils for food security and environmental quality. **Advances** in Agronomy, v. 74, n. 74, p. 155–192, 2001.

LAL, R. Soil degradation by erosion. Land Degradation & Development, v. 12, p. 519–539, 2001.

LAL, R. World cropland soils as a source or sink for atmospheric carbon. In: Sparks, D. L. **Advances in Agronomy**, v. 71, p. 145–191, 2001.

LAL, R. Soil erosion by wind and water: Problems and prospects. In: LAL, R. Soil erosion and research methods. Wageningen: SWCS, 1998. p. 1–6.

LARSEN, S. Soil phosphorus. Advances in Agronomy, New York, v.19, p. 151–210, 1967.

LEONARD, L. A. Controls on sediment transport and deposition in an incised main land marsh basin, southeastern North Carolina. **Wetlands**, v. 17, n. 2, p. 263–274, 1997.

LEONARD, L. A.; WREN, A. P.; BEAVERS, R. L. Flow dynamics and sedimentation in Spartina alterni flora and Phragmites australis marshes of the Chesapeake Bay. **Wetlands**, v. 22, n. 2, p. 415–424, 2002.

LI, Y.; TIAN, G.; LINDSTROM, M. J.; BORK, H. R. Variation of surface soil quality parameters by intensive donkey-drawn tillage on steep slope. **Soil Science Society of America Journal**, v. 68, p. 907–913, 2004.

LIN, C.; MOTTO, H. L.; DOUGLAS, L. A.; BUSSCHER, W. J. Multifactor kinetics of phosphate reactions with minerals in acid soil. II Experimental Curve Fitting. **Soil Science**, Madison, v. 47, p. 1103–1109, 1983.

LINDSAY, J. B.; CREED, I. F. Removal of artifact depressions from digital elevation models: towards a minimum impact approach. **Hydrological Processes**, v. 19, p. 3113–3126, 2005.

LIU, X. B.; HAN, X. Z.; HERBERT, S. J.; XING, B. Dynamics of soil organic carbon under different agricultural management system in the black soil of China. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 34, p. 973–984, 2003.

LORENZ, K.; LAL, R. The depth distribution of soil organic carbon in relation to land use and management and the potential of carbon sequestration in subsoil horizons. **Advances in Agronomy**, v. 88, p. 35–66, 2005.

LOVATO, T. Dinâmica do carbono e do nitrogênio do solo afetada por preparos do solo, sistemas de cultura e adubo nitrogenado. 132 f. Tese (Doutorado em Ciência

do Solo) – Departamento de Solos, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2001.

LU, D.; LI, G.; VALLADARES, G. S.; BATISTELLA, M. Mapping soil erosion risk in Rondonia, Brazilian Amazonia: using RUSLE, remote sensing and GIS. Land **Degradation & Development**, v. 15, p. 499–512, 2004.

MAGUIRE, R. O.; EDWARDS, A. C.; WILSON, M. J. Influence of cultivation on the distribution of phosphorus in three soils from NE Scotland and their aggregate size fractions. **Soil Use and Management**, v. 14, p. 147–153, 1998.

MAIDMENT, D. R.; OLIVERA, F.; CALVER, A.; EATHERALL, A.; FRACZEK, W. Unit hydrograph derived from a spatially distributed velocity field. **Hydrological Processes**, v. 10, n. 6, p. 833–844, 1996.

MALECKI, L. M.; WHITE, J. R.; REDDY, K. R. Nitrogen and phosphorus flux rates from sediment in the Lower St. Johns River estuary. **Journal of Environmental Quality**, v. 33, p. 1545–1555, 2004.

MARTZ, L. W.; GARBRECHT, J. An outlet breaching algorithm for the treatment of closed depressions in a raster DEM. **Computers & Geosciences**, v. 25, p. 835–844, 1999.

MARTZ, L. W.; GARBRECHT, J. The treatment of flat areas and depressions in automated drainage analysis of raster digital elevation models. **Hydrological Processes**, v. 12, p. 843–855, 1998.

McKENZIE, N. J.; GALLANT, J. C. Digital Soil Mapping With Improved Environmental Predictors and Models of Pedogenesis. In: LAGACHERIE, P.; MCBRATNEY, A. B.; VOLTZ, M. **Developments in Soil Science**, v. 31. EUA: Elsevier B.V., 2007. p. 327–349.

McKEAGUE, J. A.; DAY, J. H. Dithionite and oxalate extractable Fe and Al as aids in differentiating various classes of soil. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 46, p. 13–22, 1966.

MEHRA, J. P.; JACKSON, M. L. Iron oxides removal from soils and clays by a dithionite-citrate-bicarbonate system buffered with sodium bicarbonate. **Clays and Clay Minerals**, v. 7, p. 317–327, 1960.

MENEGOTTO, E.; SARTORI, P. L. P.; MACIEL FILHO, C. L. **Nova sequência sedimentar sobre a Serra Geral no Rio Grande do Sul.** Publicação Especial do Instituto de Solos e Culturas, Seção Geologia e Mineralogia, Santa Maria, v. 1, p. 1– 19, 1968.

MEYER, L. D.; WISCHMEIER, W. H. Mathematical simulation of the processes of soil erosion by water. **Transactions of the American Society of Agricultural Engineers**, v. 12, n. 5, p. 754–758, 1969.

MIELNICZUK, J. Desenvolvimento de sistemas de cultura adaptados à produtividade, conservação e recuperação de solos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 21, São Paulo, 1988. **Anais...** Campinas, 1988. p. 109–116.

MINELLA, J. P. G.; MERTEN, G. H.; REICHERT, J. M.; SANTOS, D. R. Identificação e implicações para a conservação do solo das fontes de sedimentos em bacias hidrográfica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 6, p. 1637–1646, 2007.

MITSCH, W.J.; GOSSELINK, J.G. Wetlands, 2 ed. Van Nostrand Reinhold, New York, 1993.

MOORE, I. D.; GRAYSON, R. B.; LADSON, A. R. Digital terrain modelling: a review of hydrological, geomorphological and biological applications: **Hydrologic Processes**, v. 5, n. 1, p. 3–30, 1991.

MOORE, I. D.; GESSLER, P. E.; NIELSEN, G. A.; PETERSON, G. A. Soil attribute prediction using terrain analysis. **Soil Science Society American Journal**, v. 57, p. 443–452, 1993.

MOORE, P. A.; REDDY, K. R. Role of Eh and pH on phosphorus geochemistry in sediments of Lake Okeechobee, Florida. **Journal of Environmental Quality**, v. 23, p. 955–964, 1994.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. 2 ed. Lavras: Editora UFLA, 2006. 729 p.

MORGAN, R.P.C. **Soil erosion and conservation**. 3 ed. Malden: Blackwell, 2005. 304 p.

MUGGLER, C. C.; PAPE T.; BUURMAN, P. Laser grain-size determination in soil genetic studies. 2. Clay content, clay formation, and aggregation in some Brazilian oxisols. **Soil Science**, v. 162, p. 219–228, 1997.

MULVANEY, R. L.; KHAN, S. A.; ELLSWORTH, T. R. Reply to additional comments on "Synthetic nitrogen fertilizers deplete soil nitrogen: A global dilemma for sustainable cereal production". **Journal of Environmental Quality**, v. 39, p. 1530–1532, 2010.

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

NAIMAN, R. J.; DECAMPS. H. The ecology of interfaces: riparian zones. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 28: p. 621–658, 1997.

NARDI, F.; GRIMALDI, S.; SANTINI, M.; PETROSELLI, A. UBERTINI, L. Hydrogeomorphic properties of simulated drainage patterns using digital elevation models: the flat area issue. **Hydrological Sciences Journal**, v. 53, n. 6, p. 1176–1193, 2008.

NOVAK, J. M.; STONE, K. C.; SZOGI, A. A.; WATTS, D. W.; JOHNSON, M. H. Dissolved phosphorus retention and release from a coastal plain in stream wetland. **Journal Environmental Quality**, v. 33, p. 394–401, 2004.

NOWATZKI. A. Utilização de atributos topográficos no mapeamento preliminar de solos da bacia hidrográfica do rio Pequeno (Antonina/PR). 111 f. Dissertação

(Mestrado em Geografia) – Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2013.

O'CALLAGHAN, J. F.; MARK, D. M. The extraction of drainage networks from digital elevation data. **Computer Vision, Graphics, and Image Processing**, v. 28, p. 323–344, 1984.

OLIVEIRA, J. B.; REZENDE, M.; CURI, N. Caracterização e classificação de latossolos variação Una e de solos afins da região de Guaíra, SP. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 15, n. 2, p. 207–18, 1991.

O'LOUGHLIN, E. M. Saturation regions in catchments and their relations to soil and topographic properties. **Journal of Hydrology**, v. 53, p. 229–246, 1981.

OLSEN, S. R.; SOMMERS, L. E. Phosphorus. Methods of Soil Analysis, Part 2. In: PAGE, A. L.; MILLER, R. H.; KEENEY, Q. R. (Eds). **Chemical and Microbiological Properties.** ed. 1. Soil Science Society of America. Madison, 1982. p. 403–430.

OWENS, P.N.; DEEKS, L. K.; WOOD, G. A.; BETSON, M. J.; LORD, E. I.; DAVISON, P. S. Variations in the depth distribution of phosphorus in soil profiles and implications for model-based catchment-scale predictions of phosphorus delivery to surface waters. **Journal of Hydrology**, v. 350, p. 317–328, 2008.

OWENS, P. N.; WALLING, D. E. The phosphorus content of fluvial sediment in rural and industrialized river basins. **Water Resources**, v. 36, p. 685–701, 2002.

PAGE, T.; HAYGARTH, P. M.; BEVEN, K. J.; JOYNES, A.; BUTLER, T.; KEELER, C.; FREER, J.; OWENS, P. N.; WOOD, G. A. Spatial variability of soil phosphorus in relation to the topographic index and critical source areas: sampling for assessing risk to water quality. **Journal of Environmental Quality**, v. 34, p. 2263–2277, 2005.

PANDEY, A.; CHOWDARY, V. M.; MAL, B. C. Identification of critical erosion prone areas in the small agricultural watershed using USLE, GIS and remote sensing. **Water Resources Management**, Amsterdam, v. 21, n. 4, p. 729–746, 2007.

PAPIERNIK, S. K.; LINDSTROM, M. J.; SCHUMACHER, T. E.; SCHUMACHER, J. A.; MALO, D. D.; LOBB, D. A. Characterization of soil profiles in a landscape affected by long-term tillage. **Soil and Tillage Research**, v. 93, p. 335–345, 2007.

PAUL, E. A.; CLARK, F. E. Soil microbiology and biochemistry. 2 ed. San Diego: Academic Press, 1996. 340 p.

PAVINATO, P. S.; ROSOLEM, C. A. Disponibilidade de nutrientes no solo - decomposição e liberação de compostos orgânicos de resíduos vegetais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, p. 911–920, 2008.

PEI, T.; QIN, C-Z.; ZHU, A-X; YANG, L.; LUO, M.; LI, B.; ZHOU, C. Mapping soil organic matter using the topographic wetness index: A comparative study based on different flow-direction algorithms and kriging methods. **Ecological Indicators**, v. 10, p. 610–619, 2010.

PELLEGRINI, A.; SCHAEFER, G. L.; KOCHEM, M. L.; RASCHE, J. W.; RHEINHEIMER, D. S.; CAPOANE, V.; MALLMANN, F. J. K. Compactação do solo de uma pequena bacia hidrográfica do assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos-RS. In: Reunião Sul-Brasileira de Ciência do Solo, **Anais...** Santa Maria, 2010.

PENNOCK, D. J.; FRICK, A. H. The role of field studies in landscape-scale applications of process models: an example of soil redistribution and soil organic carbon modeling using CENTURY. **Soil & Tillage Research**, v. 58, p. 183–192, 2001.

PENNOCK, D. J.; ZEBARTH, B. J.; DE JONG, E. Landform classification and soil distribution in hummocky terrain, Saskatchewan, Canada. **Geoderma**, v. 40, p. 297–315, 1987.

PHILLIPS, J. Fluvial Sediment Storage in Wetlands. Water Resources Bulletin, v. 25, n. 4, p. 867–873, 1989.

PINHEIRO, E. S. Comparação entre dados altimétricos Shuttle Radar Topography Mission, cartas topográficas e GPS: numa área com relevo escarpado. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 58, n. 1, p. 1–9, 2006.

PLANCHON, O.; DARBOUX, F. A Fast, Simple and Versa-tile Algorithm to Fill the Depressions of Digital Elevation Models. **Catena**, v. 46, n. 2-3, p. 159–176, 2001.

POLYAKOV, V. O.; LAL, R. Soil organic matter and CO₂ emission as affected by water erosion on field runoff plots. **Geoderma**, v. 143, p. 216-222, 2008.

POST, W. M.; EMANUEL, W. R.; ZINKE, P. J. STANGENBERGER, A. G. Soil carbon pools and world life zones. **Nature**, v. 298, p. 156-159, 1982.

POTKER, D. Efeito do tipo de solo, tempo de cultivo e da calagem sobre a mineralização da matéria orgânica em solos do Rio Grande do Sul. 128p. Tese (Mestrado em Ciência do Solo) – Departamento de Solos, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1977.

QUINN, P. F.; BEVEN, K. J.; CHEVALLIER, P.; PLANCHON, O. The prediction of hillslope flow paths for distributed hydrological modeling using digital terrain models. **Hydrological Processes**, v. 5, p. 59–79, 1991.

QUINTON, J. N.; CATT, J. A.; HESS, T. M. The selective removal of phosphorus from soil: is event size important? **Journal of Environmental Quality**, v. 30, p. 538–545, 2001.

RANALLI, A. J.; MACALADY, D. L. The importance of the riparian zone and instream processes in nitrate attenuation in undisturbed and agricultural watersheds: A review of the scientific literature. **Journal of Hydrology**, v. 389, p. 406–415, 2010.

REDDY, K. R.; KADLEC, R. H.; FLAIG, E.; GALE, P. M. Phosphorus retention in stream sand wetlands: a review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 29, p. 83–146, 1999.

REDDY, K. R.; O'CONNOR, G. A.; GALE, P. M. Phosphorus sorption capacities of wetland soils and stream sediments impacted by dairy effluent. **Journal of Environmental Quality**, v. 27, p. 438–447, 1998.

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: CERRETA, C. A. *et al.* **Tópicos em ciência do solo.** Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. v. 5. p. 49–134.

RENNÓ, C. D.; NOBRE, A. D.; CUARTAS, L. A.; SOARES, J. V.; HODNETT, M. G.; TOMASELLA, J.; WATERLOO, M. J. HAND, a new terrain descriptor using SRTM-DEM: Mapping terra-firme rainforest environments in Amazonia. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 112, n. 9, p. 3469–3481, 2008.

RESENDE, M.; CURI, N.; REZENDE, S. B.; CORRÊA, G. F. **Pedologia:** base para distinção de ambientes. 2. ed. Viçosa: NEPUT, 1997. 367p.

RHEINHEIMER, D. S. *et al.* Fósforo orgânico do solo. In: SANTOS, G. A. (Ed.) *et al.* **Fundamentos da Matéria Orgânica do Solo: Ecossistemas Tropicais & Subtropicais.** 2.ed. rev. e atual. Porto Alegre: Metrópole, p. 139-157, 2008.

RHEINHEIMER, D. S.; CAMPOS, B. C.; GIACOMINI, S. J.; CONCEIÇÃO, P. C.; BORTOLUZZI, E. C. Comparação de métodos de determinação de carbono orgânico total no solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 435–440, 2008.

RHEINHEIMER, D. S.; ANGHINONI, I. Distribuição do fósforo inorgânico em sistemas de manejo de solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 36, p. 151–160, 2001.

RICHARDSON, C. J. Mechanisms controlling phosphorus retention capacity infreshwater wetlands. **Science**, v. 228, p. 1424–1427, 1985.

RIEGER, W. A phenomenon-based approach to upslope contributing area and depressions in DEMs. **Hydrological Processes**, v. 12, p. 857–872, 1998.

RITCHIE, J. C.; MCCARTY, G. W. Using ¹³⁷cesium to understand soil carbon redistribution on agricultural watersheds. **Soil & Tillage Research**, v. 69, p. 45–51, 2003.

ROSCOE, R.; MERCANTE, F. M.; MENDES, I. C.; REIS JÚNIOR, F. B.; SANTOS, J. C.; HUNGRIA, M. Biomassa microbiana do solo: Fração mais ativa da matéria orgânica. In: ROSCOE, *et al.* (Org.). **Dinâmica da matéria orgânica do solo em sistemas conservacionistas: Modelagem matemática e métodos auxiliares**. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste, p. 163–197, 2006.

ROSSATO, M. S. **Os climas do Rio Grande do Sul: variabilidade, tendências e tipologia**. 240 f. Tese (Doutorado em Geografia) – Departamento de Geografia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2011.

RUHOFF, A. L.; CASTRO, N. M. R.; RISSO, A. Numerical modelling of the topographic wetness index: an analysis at different scales. **International Journal of Geosciences**, v. 2, n. 4, p. 476–483, 2011.

RYDEN, J. C.; SYERS, J. K. Rationalization of ionic-strength and cation effects on phosphate sorption by soils. **Journal of Soil Science**, v. 26, p. 395–406, 1975.

SALVO L.; HERNANDEZ, J.; ERNST, O. Distribution of soil organic carbon in different size fractions, under pasture and crop rotations with conventional tillage and no-till systems. **Soil & Tillage Research**, v. 109, p. 116–122, 2010.

SANCHEZ, P. A.; LOGAN, T. J. Myths and science about the chemistry and fertility of soils in the tropics. In: LAL, R., SANCHEZ, P. A. **Myths and Science of Soil of the Tropics**. SSSA Spec. Publ. 29 SSSA, Madison, WI, 1992. p. 35–46.

SCHWERTMANN, U.; TAYLOR, R. M. Iron oxides. In: DIXON, J. B.; WEED, S. B. **Minerals in soil environments**. Madison: Soil Science Society of America, 1989. p. 379–438.

SCHWERTMANN, U.; KÄMPF, N. Óxidos de ferro jovens em ambientes pedogenéticos brasileiros. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 7, p. 251–255, 1983.

SEGNINI, A. Estrutura e estabilidade da matéria orgânica em áreas com potencial de sequestro de carbono no solo. 131 f. Tese (Doutorado em Química) – Departamento de Química, Instituto de Química de São Carlos, São Carlos, 2007.

SEITZINGER, S. P.; MAYORGA, E.; BOUWMAN, A. F.; KROEZE, C.; BEUSEN, A. H. W.; BILLEN, G.; VAN DRECHT, G.; DUMONT, E.; FEKETE, B. M.; GARNIER, J.; HARRISON, J. Global river nutrient export: A scenario analysis of past and future trends. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 24, p. 1–16, 2010.

SERIO, J.; COSTA, C. A. G.; TEIXEIRA, A. S.; ORTEGA, E. Aplicação da USLE e SIG na caracterização de três micro bacias hidrográficas no Brasil. **Revista Acadêmica Ciências Agrárias e Ambientais**, v. 6, n. 2, p. 213–221, 2008.

SHARPLEY, A. N.; DANIEL, T.; SIMS, T.; LEMUNYON, J.; STEVENS, R.; PARRY, R. **Agricultural Phosphorus and Eutrophication**. 2 ed. US Department of Agriculture, Agricultural Research Service, ARS 149. 2003.

SILVA NETO, L. F.; INDA, A. V.; BAYER, C.; DICK, D. P.; TONIN, A. T. Óxidos de ferro em Latossolos tropicais e subtropicais brasileiros em plantio direto. **Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 5, p. 1873–1881, 2008.

SILVEIRA, C. T. Análise digital do relevo na predição de unidades preliminares de mapeamento de solos: Integração de atributos topográficos em Sistemas de Informações Geográficas e redes neurais artificiais. 153 f. Tese (Doutorado em Geografia) – Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2010.

SILVEIRA, C. T. OKA-FIORI, C.; SANTOS, L. J. C.; SIRTOLI, A. V.; SILVA, C. R. Pedometria apoiada em atributos topográficos com operações de tabulação cruzada por álgebra de mapas. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 13, n. 2, p. 125–137, 2012.

SIMARD, R. R.; BEAUCHEMIN, S.; HAYGARTH, P. M. Potential for preferential pathways for phosphorus transport. **Journal of Environmental Quality**, v. 29, p. 97–105, 2000.

SIMS, J. T.; SIMARD, R. R.; JOERN, C. B. Phosphorus losses in agricultural drainage: Historical perspective and current research. **Journal Environmental Quality**, v. 27, p. 277–293, 1998.

SINSABAUGH, R. L. Phenol oxidase, peroxidase and organic matter dynamics of soil. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 42, p. 391–404, 2010.

SIQUEIRA NETO, M.; VENZKE FILHO, S. P.; PICCOLO, M. C.; CERRI, C. E. P.; CERRI, C. C. Rotação de culturas no sistema plantio direto em Tibagi (PR). I - sequestro de carbono no solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, p. 1013–1022, 2009.

SIRTOLI, A. E.; SILVEIRA, C. T. S; SILVA, C. R.; MANTOVANI, L. E.; RIBEIRO, S. R. A; OKA-FIORI, C. Atributos topográficos secundários no mapeamento de pedoformas. **Geociências**, v. 27, p. 63–77, 2008.

SIRTOLI, A. E. Mapeamento de solos com auxílio de atributos do terreno, índices espectrais e geologia integrados por redes neurais artificiais. 102 f. Tese (Doutorado em Geologia) – Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2008.

SIX, J.; FELLER, C.; DENEF, K.; OGLE, S. M.; SA, M. J. C.; ALBRECHT, A. Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils — Effects of no-tillage. **Agronomie**, v. 22, n.7-8, p. 755–775, 2002.

SOILLE, P. Optimal removal of spurious pits in grid digital elevation models. **Water Resources Research**, v. 40, p. 1–9, 2004.

SOILLE, P.; VOGT, J.; COLOMBO, R. Carving and adaptive drainage enforcement of grid digital elevation models. **Water Resources Research**, v. 39, n. 12, 1366, 2003.

STEEGEN, A.; GOVERS, G. Correction factors for estimating suspended sediment export from Loess catchments. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 26, n.4, p. 441–449, 2001.

SYERS, J. K.; HARRIS, R. F.; ARMSTRONG, D. E. Phosphate chemistry in lake sediments. **Journal of Environmental Quality**, v. 2, p. 1–14, 1973.

TARBOTON, D. G. A New Method for the Determination of Flow Directions and Contributing Areas in Grid Digital Elevation Models. **Water Resources Research**, v. 33, n. 2, p. 309–319, 1997.

TARBOTON, D. G.; BRAS, R. L.; RODRIGUEZ-ITURBE, I. On the Extraction of Channel Networks from Digital Elevation Data. **Hydrological Processes**, v. 5, n. 1, p. 81–100, 1991.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S. J. Análises de solos, plantas e outros materiais. **Boletim técnico**, n. 5, 2. ed. Porto Alegre: UFRGS, 1995. 174p.

TAHIR, M. E. H. E.; KAAB, A.; XU, C. Y. Identification and mapping of soil erosion areas in the Blue Nile, Eastern Sudan using multispectral ASTER and MODIS satellite data and the SRTM elevation model. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 14, n. 7, p. 1167–1178, 2010.

TERRA, J. A., SHAW, J. N.; REEVES, D. W.; RAPER, R. L.; VAN SANTEN, E.; MASK, P. L. Soil carbon relationships with terrain attributes, electrical conductivity and soil survey in a coastal plain landscape. **Soil Science**, v. 169, n.12, p. 819–831, 2004.

TETZLAFF, D.; SOULSBY, C.; BACON, P. J.; YOUNGSON, A. F.; GIBBINS, C.; MALCOLM, I. A. Connectivity between landscapes and riverscapes — a unifying theme in integrating hydrology and ecology in catchment science? **Hydrological Processes**, v. 21, p. 1385–1389, 2007.

TIECHER, T.; MINELLA, J. P. G.; MIGUEL, P.; ALVAREZ, J. W. R.; PELLEGRINI, A.; CAPOANE, V.; CIOTTI, L. H; SCHAEFER, G. L.; SANTOS, D. R. Contribuição das fontes de sedimentos em uma bacia hidrográfica agrícola sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, n.2, p. 639–649, 2014.

TIECHER, T.; SANTOS, D. R.; RASCHE, J. W. A.; BRUNETTO, G.; MALLMANN, F. J. K.; PICCIN, R. Resposta de culturas e disponibilidade de enxofre em solos com diferentes teores de argila e matéria orgânica submetidos à adubação sulfatada. **Bragantia**, v. 71, p. 518–527, 2012.

TIECHER, T.; DOS SANTOS, D. R.; CALEGARI, A. Soil organic phosphorus forms under different soil management systems and winter crops, in a long term experiment. **Soil & Tillage Research**, v. 124, p. 57–67, 2012.

TIESSEN, H.; STEWART, J. W. B.; COLE, C. V. Pathways of phosphorus transformations in soils of differing pedogenesis. **Soil Science Society of American Journal**, v. 48, p. 853–858, 1984.

TIESSEN, H.; SALCEDO, I. H.; SAMPAIO, E. V. S. B. Nutrient and soil organic matter dynamics under shifting cultivation in semi-arid northeastern Brazil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 38, p. 139–151, 1992.

TIESSEN, H.; CUEVAS, E.; CHACON, P. P. The role of soil organic matter stability in soil fertility and agricultural potential. **Nature**, v. 371, p. 783–785, 1994.

TOMLIN, C. D. A Map Algebra. In: **Proceedings of Harvard Computer Graphics Conference**, at Cambridge, Mass, 1983.

TROEH, F. R.; HOBBS, J. A.; DONAHUE, R. L. Predicting Soil Loss. In **Soil and Water Conservation**, 2ed. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New Jersey, USA. 1991.

UNGERA, P. W.; STEWARTA, B. A.; PARRB, J. F.; SINGHC, R. P. Crop residue management and tillage methods for conserving soil and water in semi-arid regions. **Soil & Tillage Research**, v. 20, p. 219–240, 1991.

VADAS, P. A.; GOOD, L. W.; MOORE, P. A.; WIDMAN, N. Estimating phosphorus loss in runoff from manure and fertilizer for a phosphorus loss quantification tool. **Journal Environmental Quality**, v. 38, p. 1645–1653, 2009.

VALERIANO, M. M; CARVALHO JÚNIOR, O. A. Geoprocessamento de modelos digitais de elevação para mapeamento da curvatura horizontal em microbacias. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 4, p. 17–29, 2003.

VALERIANO, M. M. Curvatura vertical de vertentes em microbacias pela análise de modelos digitais de elevação. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 7, n. 3, p. 539–546, 2003.

VAN OOST, K.; GOVERS, G.; DESMET, P. Evaluating the effects of changes in landscape structure on soil erosion by water and tillage. **Landscape Ecology**, v. 15, p. 577–589, 2000.

VAN REMORTEL, R. D.; HAMILTON, M. E.; HICKEY, R. J. Estimating the LS for RUSLE through iterative slope length processing of digital elevation data within ArcInfo Grid. **Cartography**, v. 30, n. 1, 27–35, 2001.

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. **Computers & Geosciences**, v. 30, p. 1043–153, 2004.

VANDENBYGAART, A. J. Erosion and deposition history derived by depthstratigraphy of Cs-137 and soil organic carbon. **Soil & Tillage Research**, v. 61, p. 187–192, 2001.

VENDRAME, P. R. S.; EBERHARDT, D. N.; BRITO, O. R.; MARCHÃO, R. L; QUANTIN, C.; BECQUER, T. Formas de ferro e alumínio e suas relações com textura, mineralogia e carbono orgânico em Latossolos do Cerrado. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 32, n. 1, p. 1657–1666, 2011.

VU, D. T.; TANG, C.; ARMSTRONG, R. D. Transformations and availability of phosphorus in three contrasting soil types from native and farming systems: A study using fractionation and isotopic labeling techniques, **Journal of Soils and Sediments**, v. 10, p. 18–29, 2010.

WALLING, D. E. Erosion and sediment yield research-some recent perspectives. **Journal of Hydrology**, v. 100, p. 113–141, 1998.

WALLING, D. E.; COLLINS, A. L.; MCMELLIN, G. K. A reconnaissance survey of the source of interstitial fine sediment recovered from salmonid spawning gravels in England and Wales. **Hydrobiologia**, Dordrecht, v. 497, p. 91–108, 2003.

WALKLEY, A.; BLACK, I. A. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. **Soil Science**, v. 37, p. 29–38, 1934.

WANG, J.; LIU, W.-Z.; MU, H.-F; DANG, T.-H. Inorganic phosphorus fractions and phosphorus availability in a calcareous soil receiving 21-years superphosphate application. **Pedosphere**, v. 20, p. 304–310, 2010.

WETZEL, R. G. Limnology: Lake and River Ecosystems. 3 Ed. Academic Press, San Diego. 2001.

WILLET, I. R. The reductive dissolution of phosphate ferrihydrite and strengite. **Australian Journal Soil Resources**, v. 23: p. 237–244, 1985.

WILLIAMS, J. R. Sediment routing for agricultural watersheds. **Water Resource Bulletin**, v. 11, p. 965–974, 1975.

WILLIAMS, J. R. Sediment-yield prediction with universal equation using runoff energy factor. In Present and Prospective Technology for Predicting Sediment Yield and Sources. ARS.S-40, US Gov. Print. Office: Washington, DC; 1975B. 244–252.

WILLIAMS, J. R.; BERNDT, H. D. Sediment yield prediction based on watershed hydrology. **Transactions of the American Society of Agricultural Engineers**, v. 20,p. 1100–1104, 1977.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. Predicting rainfall erosion losses – A guide to conservation planning. US Department of Agriculture, Science and Education Administration. Agriculture handbook 537. Washington. 1978.

WITHERS, P. J. A.; DAVIDSON, I. A.; FOY, R. H., Prospects for controlling nonpoint phosphorus loss to water: A UK perspective. **Journal of Environmental Quality**, v. 29, p. 167–175, 2001.

WITHERS, P. J. A.; CLAY, S. D.; BREEZE, V. G. Phosphorus transfer in runoff following application of fertilizer, manure, and sewage sludge. **Journal of Environmental Quality**, v. 30, 180–188, 2001.

WITHERS, P. J. A.; DAVIDSON, I. A.; FOY, R. H. Prospects for controlling diffuse phosphorus loss to water. **Journal of Environmental Quality**, v. 29, p.167–175, 2000.

WOLOCK, D. M.; MCCABE, G. J. Differences in topographic characteristics computed from 100 and 1000 m resolution digital elevation models. **Hydrological Processes**, v. 14, p. 987–1002, 2000.

WOLOCK, D. M.; HORNBERGER, G. M.; MUSGROVE, T. J. Topographic effects on flow path and surface water chemistry of the Lyn Brianne catchments in Wales. **Journal of Hydrology**, v. 115, p. 243–259, 1990.

YANG, D.; KANAE, S.; OKI, T.; KOIKEL, T.; MUSIAKE, T. Global potential soil erosion with reference to land use and climate change. **Hydrological Processes**, v. 17, p. 2913–2928, 2003.

YOO, K.; AMUNDSON, R.; HEIMSATH, A. M.; DIETRICH, W. E. Erosion of upland hillslope soil organic carbon: coupling field measurements with a sediment transport model. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 19, n. 3, p. 1–17 (GB3003), 2005.

ZACHAR, D. **Soil erosion development in soil science**. ed. Elsevier Scientific, New York, 1982. 547p.

ZAMUNER, E. C.; PICONE, L. I., ECHEVERRIA, H. E. Organic and inorganic phosphorus in Mollisol soil under different tillage practices, **Soil & Tillage Research**, v. 99, p. 131–138, 2008.

ZEVENBERGEN, L.; THORNE, C. Quantitative analysis of land surface topography. **Earth surface processes and landforms**, v. 12, p. 47–56, 1987.

ZHANG, X.; LI, Z.; TANG, Z.; ZENG, G.; HUANG, J.; GUO, W.; CHEN, X.; HIRSH, A. Effects of water erosion on the redistribution of soil organic carbon in the hilly red soil region of southern China. **Geomorphology**, v. 197, p. 137–144, 2013.

ZHANG, S.; HUANG, Y; SHEN, C.; YE, H.; DU, Y. Spatial prediction of soil organic matter using terrain indices and categorical variables as auxiliary information. **Geoderma**, v. 171–172, p. 35–43, 2012.

ZHANG, W. H.; MONTGOMERY, D. R. Digital elevation model grid size, landscape representation, and hydrologic simulations. **Water Resources Research**, v. 30, p. 1019–1028, 1994.