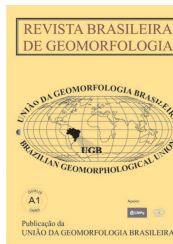


www.ugb.org.br
ISSN 2236-5664

Revista Brasileira de Geomorfologia

v. 17, nº 4 (2016)

<http://dx.doi.org/10.20502/rbg.v17i4.976>



DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DO FÓSFORO DISPONÍVEL DO SOLO EM UMA BACIA HIDROGRÁFICA AGRÍCOLA E SUA RELAÇÃO COM OS FATORES AMBIENTAIS USO DA TERRA E DECLIVIDADE

SPATIAL DISTRIBUTION OF AVAILABLE PHOSPHORUS IN THE SOIL IN AN AGRICULTURAL WATERSHED AND THE RELATIONSHIP WITH THE ENVIRONMENTAL FACTORS OF THE LAND USE AND SLOPE

Viviane Capoane

Centro Regional Sul de Pesquisas Espaciais CRS-INPE

Av. Roraima, nº 1000, Bairro Camobi, Santa Maria/RS. CEP: 97105-970, Brasil

Email: capoane@gmail.com

Ivan Renato Cardoso Krolow

Departamento de Solos, Universidade Federal de Santa Maria

Av. Roraima, nº 1000, prédio 42, Bairro Camobi, Santa Maria/RS. CEP: 97105-900, Brasil

Email: ivanrk.rk@ibest.com.br

Danilo Rheinheimer dos Santos

Departamento de Solos, Universidade Federal de Santa Maria

Av. Roraima, nº 1000, prédio 42, Bairro Camobi, Santa Maria/RS. CEP: 97105-900, Brasil

Email: danilonasaf@gmail.com

Leonardo José Cordeiro Santos

Departamento de Geografia, Universidade Federal do Paraná

Av. Cel. Francisco H dos Santos, S/N, Jardim das Américas, Curitiba/PR. CEP: 81531-980, Brasil

Email: santos.ufpr@gmail.com

Alexandre Troian

Departamento de Extensão Rural, Universidade Federal de Pelotas

Rua Gomes Carneiro, 01 - Centro, Sala 444 - Bloco B, Pelotas/RS. CEP: 96010-900, Brasil

Email: xtroian@gmail.com

Informações sobre o Artigo

Recebido (Received):

18/05/2016

Aceito (Accepted):

12/09/2016

Palavras-chave:

Topografia; Uso da Terra; Áreas Úmidas.

Resumo:

A concentração de nutrientes no solo varia com o sistema de manejo e posição na paisagem, no entanto existe pouca informação acerca dessas interações em áreas heterogêneas como bacias hidrográficas. Neste trabalho foi determinada a distribuição espacial e vertical do fósforo disponível do solo em uma bacia hidrográfica agrícola do Planalto do Rio Grande do Sul no Brasil e os teores obtidos foram relacionados com os fatores ambientais declividade e uso da terra. Amostras de solo foram coletadas em 57 pontos da bacia hidrográfica (80,2 ha), em cinco camadas (0-5, 5-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm). A grade de amostragem foi distribuída em diferentes classes de uso da terra (área úmida, lavoura, campo nativo) e declividade (0-3, 3-8 e 8-20%). A análise dos dados

Keywords:

Topography; Land Use; Wetlands.

baseou-se em métodos estatísticos e técnicas de análise espacial em ambiente do sistema de informação geográfica (SIG). A distribuição espacial no SIG permitiu a visualização do impacto da drenagem de áreas úmidas no ciclo biogeoquímico do fósforo no solo.

Os teores de fósforo disponível na camada 0-5 cm nas classes de declividade 0-3, 3-8 e 8-20% foram de $14,6\pm 2,04$; $10,8\pm 1,09$ e $8,5\pm 0,81$ mg kg⁻¹, respectivamente, refletindo a influência dos processos de erosão e deposição. Os teores de fósforo disponível nas lavouras – $9,8\pm 0,68$; $5,8\pm 0,52$; $2,9\pm 0,24$; $1,6\pm 0,14$; $0,9\pm 0,10$ mg kg⁻¹ – foram maiores nas duas primeiras camadas – 0-5 and 5-10 cm – decaindo nas camadas mais profundas – 10-20, 20-40 and 40-60 cm. No campo nativo os teores de fósforo disponível foram de $5,1\pm 0,94$; $3,9\pm 1$; $3,4\pm 1,15$; $2,4\pm 0,69$; $1,4\pm 0,40$ mg kg⁻¹, respectivamente. Isto reflete os baixos teores no material de origem e não aplicação de fertilizantes. As áreas úmidas apresentaram os maiores teores de fósforo disponível na camada 0-5 cm, com média de $14,1\pm 1,72$ mg kg⁻¹. Isto revela o grande potencial desses locais no sequestro de poluentes bem como o manejo inadequado das atividades agrícolas e pecuárias desenvolvidas na bacia hidrográfica.

Abstract:

The concentration of the nutrients in the soil vary in accordance with the soil management system and landscape location, however there is little information about the influence of these in heterogeneous regions such as watershed. In this study was determined the spatial and vertical distribution of available phosphorus in soil in an agricultural watershed in the Plateau of the Rio Grande do Sul in Brazil and the levels found were correlated with environmental factors slope and the land use. Soil samples were collected in 57 points in the watershed (80.2 ha) into five layers (0-5, 5-10, 10-20, 20-40 and 40-60 cm). The sample grid included different soil land use classes (wetlands, crops, native fields) and slope (0-3, 3-8 and 8-20%). Data analysis was based on statistical methods and spatial analysis techniques in a geographic information system (GIS). The spatial distribution in GIS allowed a visualization of the impact of drainage of humid areas on the phosphorus biogeochemical soil cycle. The available phosphorus levels in the 0-5 cm layer were $14,6\pm 2,04$; $10,8\pm 1,09$ e $8,5\pm 0,81$ mg kg⁻¹ for 0-3, 3-8 e 8-20% slope classes, respectively, reflecting the influence the erosion and deposition processes. The available phosphorus levels in crop land – $9,8\pm 0,68$, $5,8\pm 0,52$, $2,9\pm 0,24$, $1,6\pm 0,14$, $0,9\pm 0,10$ mg kg⁻¹ – were higher for the two layers closest to the surface – 0-5 and 5-10 cm – but lower for the deeper layers – 10-20, 20-40 and 40-60 cm. In the native fields the available phosphorus levels were $5,1\pm 0,94$, $3,9\pm 1$, $3,4\pm 1,15$, $2,4\pm 0,69$, $1,4\pm 0,40$ mg kg⁻¹, respectively. This shows the effect the low levels in the parental source and non application of fertilizer. The wetlands area showed elevated available phosphorus levels for the 0-5 cm layer, with an average of $14,1\pm 1,72$ mg kg⁻¹. This reveals the great potential of these areas for pollution sequestration as well as inadequate management of agricultural and livestock activities carried out in the watershed.

1. Introdução

O fósforo (P) é um nutriente essencial para plantas e animais sendo extremamente importante para a produção animal e vegetal, portanto, essencial para a segurança alimentar da população (SARANGI *et al.*, 2005). No entanto, o aumento na disponibilidade de P no solo e a perda a partir de práticas agrícolas no âmbito de bacias hidrográficas, é um grave problema em todo o mundo (SHARPLEY *et al.*, 2015; SMITH *et al.*, 2003; HEATHWAITE *et al.*, 2000; SCHOUMANS e GROENENDIJK, 2000; WITHERS *et al.*, 2000). A problemática resulta da produção em larga escala que aumenta a pressão sobre os recursos naturais e contribui para a contaminação dos solos e para a eutrofização dos corpos d'água (SHARPLEY *et al.*, 2014; LANG *et al.*, 2013; SMITH *et al.*, 1999; SIMS *et al.*, 1998), principalmente em decorrência do uso abusivo de fertilizantes químicos, uso indiscriminado de estrume animal e, pela ausência de práticas de manejo conservacionistas.

No Sul do Brasil, ambiente subtropical úmido, os solos apresentam elevado grau de intemperismo, com predomínio de argilominerais 1:1 (grupo da caulinita) e presença de grandes quantidades de óxidos de ferro, especialmente a hematita e goethita, minerais caracterizados pela presença de cargas de superfície variáveis (ALLEN *et al.*, 1989). Com o aumento do intemperismo, os solos tornam-se mais eletropositivos passando a adsorver mais ânions (NOVAIS e SMYTH, 1999). Assim, os solos que já são naturalmente pobres em P (SANCHEZ e LOGAN, 1992), têm sua disponibilidade reduzida. A baixa solubilidade dos compostos de P e à sua imobilização causada pelas fortes interações com os constituintes minerais desses solos resulta em baixos teores de P na forma disponível para as plantas. Por isso, as doses de P aplicadas nas lavouras, normalmente são muito superiores às recomendadas.

Em locais sujeitos a ação erosiva das chuvas em função do clima, tipo de solo, características fisiográ-

ficas, cobertura vegetal e atividades antrópicas, pode ocorrer o arraste de sedimento e nutrientes adsorvidos para posições inferiores da paisagem e, eventualmente para os corpos d'água (QIN *et al.*, 2012; YANG *et al.*, 2003; DANIELS *et al.*, 1971). A situação é agravada quando o aumento na disponibilidade de fósforo no solo, decorrentes das superdosagens de fosfato em áreas agrícolas mal manejadas, forem além de um nível limiar, resultando em perdas excessivas de fósforo durante eventos pluviométricos.

Conforme Lane *et al.* (2011), Brown *et al.* (2000), Gardner (1990) e Stewart e Tiessen (1987), a distribuição de fósforo no solo apresenta heterogeneidade espacial e é afetada, principalmente, pelo teor de P no material de origem e pela ação antrópica, sendo que está última varia de magnitude dependendo da cultura implantada, já que as plantas demandam doses diferenciadas de nutrientes para o seu desenvolvimento. Também, pode ser influenciada por mudanças na topografia, pois as formas de relevo, a declividade e o comprimento de rampa afetam o transporte e armazenamento de água no perfil do solo (MULLA e MCBRATNEY, 2000; HAWLEY *et al.*, 1983); a infiltração e a geração de escoamento superficial (NEEDLEMAN *et al.*, 2004); a distribuição de nutrientes (SOON e MALHI, 2005; BALKCOM *et al.*, 2005; BRUBAKER *et al.*, 1993) e; a produção das culturas (KRAVCHENKO e BULLOCK, 2000), ou seja, a topografia rege a distribuição dos fluxos superficiais, ditando assim, a distribuição das características químicas e físicas do solo (MOORE *et al.*, 1991; 1993).

A redistribuição de fósforo e de outros nutrientes na paisagem investigada através de análises de variabilidade e com técnicas geoestatísticas, têm revelado que a utilização de técnicas de interpolação geoestatística são melhores do que às de estatística determinística (CHENG *et al.*, 2016; ZHANG *et al.*, 2014; UMALI *et al.*, 2012; BARBIERI *et al.*, 2008; WEBSTER e OLIVER, 2001; GOOVAERTS, 2000; BORGELT *et al.*, 1997). Segundo esses autores, combinações criteriosas de técnicas geoestatísticas podem gerar mapas de variabilidade espacial de atributos do solo com precisão aceitável. O pressuposto básico no uso da geoestatística para caracterizar a heterogeneidade espacial segundo eles é que as propriedades do solo não são aleatórias, mas tem alguma continuidade espacial que estão correlacionadas ao longo de certa distância. Isto implica que um parâmetro medido em um local fornece informações

sobre seus valores prováveis em outras localidades adjacentes. Entre os produtos da análise geoestatística estão os mapas que mostram o comportamento da distribuição espacial de cada atributo do solo, que permitem comparar seu comportamento e relação na paisagem (CAMARGO *et al.*, 2012).

Diante do exposto, a visualização em mapas de que há variabilidade de solo na paisagem, consequentemente de atributos químicos e físicos do solo em função do uso, relevo e grau de antropização, pode permitir a detecção de locais que estão sofrendo alguma alteração e, a partir daí determinar as condições de causa e efeito e qual o manejo seria mais apropriado a cada local. Nesse sentido, o objetivo deste trabalho foi avaliar a distribuição espacial e vertical do fósforo disponível do solo e relacionar os teores obtidos com fatores ambientais uso da terra e declividade, em uma bacia hidrográfica agrícola do Planalto do Rio Grande do Sul.

2. Material e métodos

2.1 Caracterização da área de estudo

A bacia hidrográfica estudada está inserida em um assentamento de reforma agrária localizado na região central do Estado do Rio Grande do Sul, no Município de Júlio de Castilhos, entre as coordenadas 29°20'44" a 29°21'28" de latitude sul e 53°39'52" a 53°39'4" de longitude oeste (Figura 1), possuindo 80,2 ha. A bacia hidrográfica foi selecionada para a presente pesquisa, pois a mesma vem sendo monitorada (qualidade da água e perda de sedimento) desde 2009, quando da aprovação de um projeto em Edital do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico.

A geologia do local é composta pela Formação Tupanciretã, um conjunto litológico bastante heterogêneo em que predominam conglomerados, arenitos e intercalações de delgadas camadas de argila (MENEGOTTO *et al.*, 1968). A espessura média é de 60 m e sua origem é continental fluvial, pertencente ao terciário inferior, estando estratigraficamente acima da Formação Serra Geral. As características do relevo em si estão fortemente relacionadas à litologia, de modo geral, constituído por colinas suave onduladas. A área estudada está inserida na Região Geomorfológica do Planalto das Missões, sobre a Unidade Geomorfológica do Planalto de Santo Ângelo (IBGE, 1986). A classe de solo predominante é Argissolo, cuja localização dá-se

nas porções mais elevadas e óxicas e, em menores proporções à classe Gleissolo, localizada nas baixadas em ambiente anóxico. Ressalta-se que nos mapas de solo e geológico disponíveis para o estado do RS a classe de

solo presente na área de estudo é unicamente Latossolo (Solos do Rio Grande do Sul de Streck *et al.*, 2008) e a geologia é composta pela Formação Serra Geral (Mapa Geológico do RS, escala 1:750.000 da CPRM).

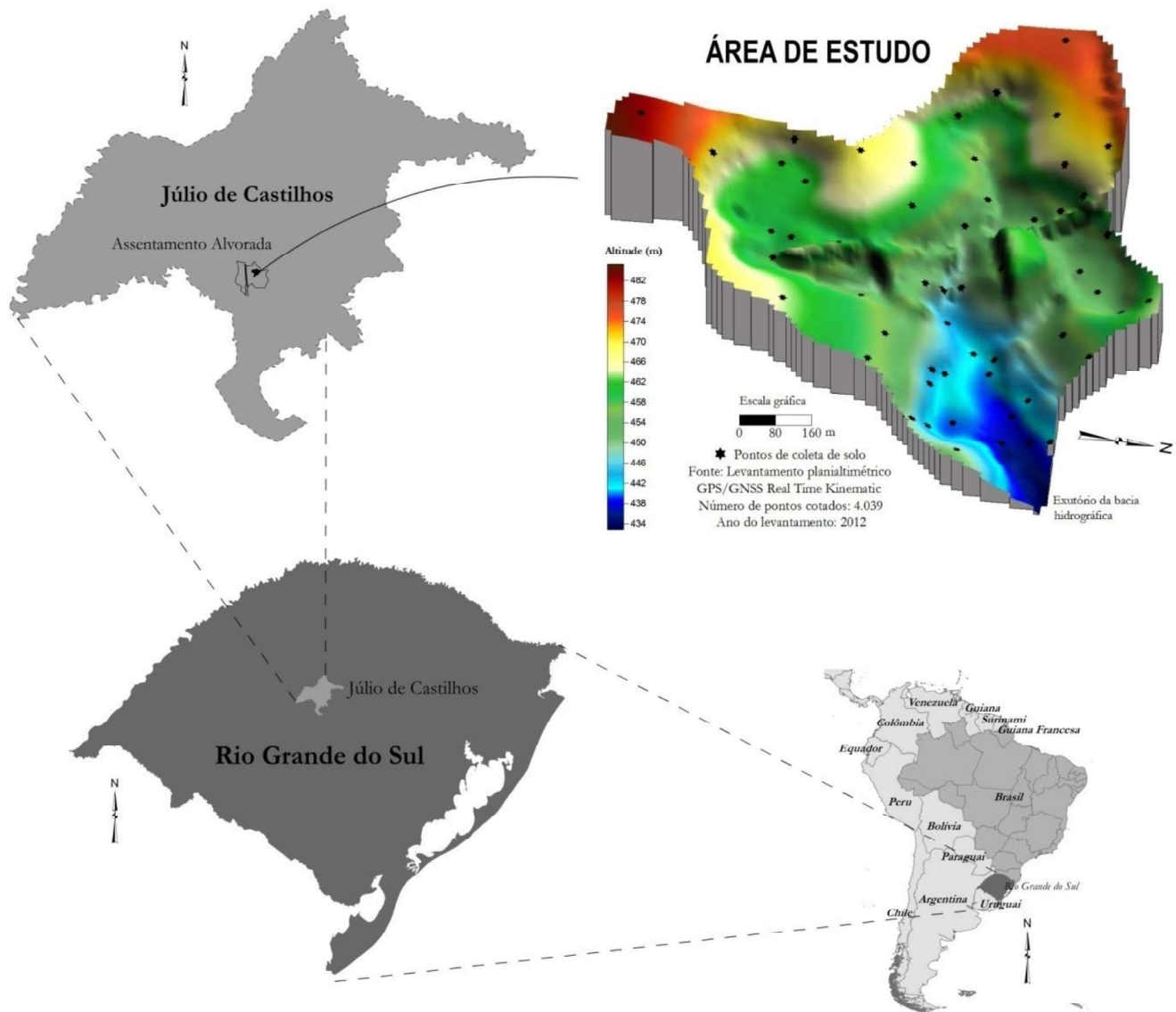


Figura 1 - Imagem ilustrando a localização da bacia hidrográfica estudada e os pontos de amostragem de solo.

O clima da região é o subtropical medianamente úmido com variação longitudinal das temperaturas. A média anual varia entre 17-20°C, a média do mês mais frio oscila entre 11-14°C e a temperatura média do mês mais quente varia de 23 a 26°C com precipitação entre 1500-1700 mm ao ano, em 90-110 dias de chuva (ROSSATO, 2011). A unidade fitofisionômica que a área de estudo abrange é a de campo com barba-de-bode (HASENACK *et al.*, 2010).

Com relação ao uso da terra, este mudou drasti-

camente 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 agricultura (CAPOANE e RHEINHEIMER, 2012). O sistema de preparo do solo adotado quando da implantação do assentamento foi o convencional, que consiste na aração primária (profunda) com arado de disco, aiveca

ou grade pesada, seguida de operações secundárias de preparo, caracterizando-se pela intensa mobilização do solo, com revolvimento e incorporação quase total dos resíduos das culturas (CARVALHO *et al.*, 1991). A adoção desse sistema causou a desagregação do solo e o transporte de sedimentos, reduziu a cobertura do solo 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, os agricultores passaram a aderir ao sistema plantio direto, que consiste num sistema de manejo conservacionista, onde a palha e demais restos culturais são deixados na superfície do solo e o plantio é feito em linha sem o revolvimento prévio. Contudo, em trabalho desenvolvido por Rasche (2014) na bacia hidrográfica, o autor constatou que o sistema vem sendo mal conduzido pelos agricultores. 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. Os remanescentes de campo nativo encontram-se próximos aos cursos d'água e encontram-se bastante degradados devido ao pastejo intensivo do gado durante todo o ano, em especial, durante o ciclo da cultura da soja, quando o gado leiteiro não pode acessar a maior parte da propriedade (CAPOANE e RHEINHEIMER, 2012).

2.2 Amostragem de solo na bacia hidrográfica

A coleta das amostras de solo foi realizada nos meses de julho e agosto de 2013 em 57 pontos da bacia hidrográfica (Figura 1). A distribuição dos pontos deu-se utilizando uma malha irregular nos 80,2 ha. Os pontos de amostragem foram dispostos em ambiente aeróbico (bem drenado), anaeróbico (mal drenado); em diferentes classes de usos da terra (lavouras, campo nativo antropizado, área úmida e mata) e; de declividade (0-3; 3-8 e 8-20%).

Nas lavouras os pontos foram alocados em diferentes curvaturas, tanto em áreas propensas a perda de solo, quanto à deposição. O sistema de manejo predominante nesses locais é o sistema plantio direto com interação lavoura-pecuária. Na classe campo nativo antropizado os pontos também foram alocados considerando a posição na paisagem. A vegetação predominante nessa classe são gramíneas. Nas áreas úmidas, optou-se pelos locais onde o lençol freático não estava acima da

superfície do solo. Na classe mata, devido à área ínfima, buscou-se pelos locais menos antropizados, pois a mesma encontra-se em área onde há tráfego de animais durante todo o ano.

Nos pontos amostrados em ambiente aeróbico foram abertas trincheiras com pá de corte. Já nos pontos de amostragem em ambiente anaeróbico (áreas úmidas) foi utilizado um coletor de monólito de aço inoxidável, em função da constante saturação hídrica e impossibilidade de abertura de trincheiras. Em cada ponto foram coletadas amostras de solo em cinco camadas 0-5, 5-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm, perfazendo um total de 285 amostras de solo. Após a coleta, as amostras foram colocadas em sacos plásticos, acondicionadas em caixas e transportadas até o laboratório, onde foram secas em estufa de circulação forçada de ar à $\pm 50^\circ\text{C}$, peneiradas em malha de 2 mm e armazenadas em potes plásticos até o momento das análises.

2.3 Análises laboratoriais

A fim de avaliar a influência dos fatores ambientais uso da terra e declividade na distribuição espacial e vertical do fósforo disponível (P_D), determinaram-se a acidez ativa (pH em água), a densidade do solo (Ds), o carbono orgânico total (COT) e a granulometria, sendo que para este trabalho considerou-se somente a fração argila, pois é a que tem maior afinidade com o fósforo.

O P_D foi extraído utilizando resinas de troca aniônica e quantificado pelo método de Murphy e Riley (1962). A Ds foi determinada pelo método do anel volumétrico (EMBRAPA, 1997). O $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ do solo foi determinado utilizando um pHmetro de bancada conforme Tedesco *et al.* (1995). A granulometria foi determinada 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 até 2 μm foram atribuídos à fração argila. O teor de COT foi estimado pelo método de oxidação úmida com $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ e H_2SO_4 (WALKLEY e BLACK, 1934), modificado por Tedesco *et al.* (1995).

2.4. Análise estatística

O conjunto de dados físicos e químicos das amostras de solo obtidos em laboratório foram analisados através da estatística descritiva univariada calculando-se o mínimo, a mediana, a média, o máximo, o desvio pa-

drão, o coeficiente de variação, a curtose e a assimetria no software Surfer 8 (GOLDEN SOFTWARE, 2002).

Para a avaliação da influência do fator ambiental uso da terra nos teores de P_D na escala de bacia hidrográfica, os atributos físicos e químicos avaliados nos 57 pontos de amostragem (285 amostras), foram separados de acordo com as principais classes de uso presentes na área estudada. Na classe área úmida foram amostrados 19 pontos e esta classe corresponde a 18,1% da área da bacia; na classe lavoura foram amostrados 33 pontos e esta classe corresponde a 64,0%; na classe campo nativo antropizado foram amostrados três pontos, esta classe corresponde a 11,8%. Na classe mata que corresponde a 1,5% da área da bacia hidrográfica, devido ao grau de antropização encontrado em campo, o ponto coletado em ambiente hidromórfico foi incluído na classe área úmida e, o coletado em ambiente aeróbico, foi incluído na classe campo nativo antropizado. A distribuição dos

pontos de coleta pode ser visualizada nas Figuras 1 e 2.

O fator ambiental declividade foi separado em classes de acordo com os critérios da Embrapa (2006) cujas classes são: 0-3% relevo plano, entre 3-8% relevo suave ondulado, 8-20% ondulado, 20-45% relevo forte ondulado, entre 45-75% relevo montanhoso e > 75% relevo escarpado. Na bacia hidrográfica ocorrem as quatro primeiras classes (Figura 2A), sendo que a classe de relevo plano (0-3%) corresponde a 12,7% da área e foram amostrados 15 pontos; a classe de relevo suave ondulado (3-8%) corresponde a 40,9% e foram amostrados 23 pontos; a classe de relevo ondulado (8-20%) corresponde a 42,7% e foram amostrados 19 pontos e; a classe relevo forte ondulado corresponde a 3,7% da área da bacia hidrográfica. Nesta classe não foram efetuadas coletas de solo, pois as áreas encontram-se predominantemente em estradas, trechos dos canais de drenagem e nas taipas de açudes.

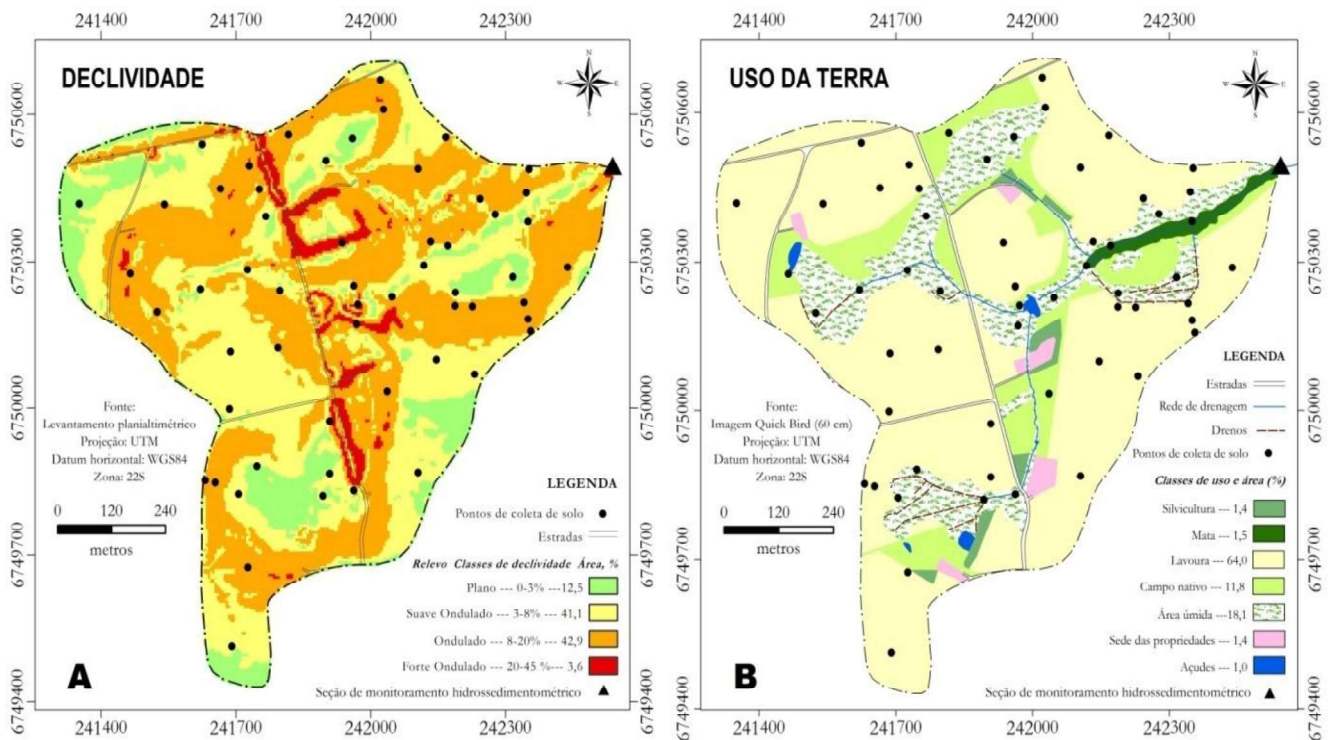


Figura 2 - A) Classes de declividade e; B) classes de uso da terra na bacia hidrográfica estudada.

2.5 Análise espacial

Os teores de fósforo disponível obtidos nas amostras de solo das cinco camadas dos 57 pontos de amostragem foram espacializados no software Surfer 8. O método utilizado foi o de gradeamento por kri-

gagem clássica (Gridding method: kriging → Kriging type: point). Os variogramas foram ajustados de forma interativa utilizando o modelo esférico e foi removida a tendência quadrática. Os parâmetros geoestatísticos podem ser visualizados na Tabela 1.

Tabela 1: Parâmetros geoestatísticos do fósforo disponível do solo nas diferentes profundidades.

Prof. cm	Modelo	Efeito pepita, Erro variância	Scale	Lenght	Max Lag dist	Lags	Lag width	Vertical scale
0-5	Esférico	8,5	27,1	150	580	25	23,2	66,0
5-10	Esférico	2,4	8,45	120	580	25	23,2	15,8
10-20	Esférico	0	3,62	180	580	25	23,2	6,2
20-40	Esférico	0	2,04	120	580	25	23,2	3,7
40-60	Esférico	0	1,17	120	580	25	23,2	2,2

2.6 Mapas temáticos

O mapa de uso da terra foi confeccionado no software ArcGIS 10, utilizando uma imagem pancromática do satélite Quick Bird de 22/02/2008, com resolução espacial de 60 cm. A imagem foi adquirida na Empresa ENGESAT Imagens de Satélites S/C Ltda. Após a vetorização dos polígonos com as diferentes classes de uso da terra em escritório, foi feita a atualização em campo para o ano em que foi efetuada a coleta de solo, 2013.

O mapa de declividade foi elaborado a partir de um modelo digital de elevação (MDE) gerado com 4.039 pontos cotados, obtidos em um levantamento planialtimétrico utilizando um receptor GPS/GNSS Real Time Kinematic (RTK) no ano de 2012. A resolução de pixel escolhida na interpolação dos dados para a geração do MDE foi a de cinco metros.

3. Resultados

3.1 Estatística descritiva dos atributos do solo avaliados

Os resultados referentes à análise estatística descritiva univariada dos atributos fósforo disponível, carbono orgânico total, pH, densidade e percentagem de argila das amostras de solo coletadas nos 57 pontos da bacia hidrográfica são apresentados na Tabela 2. Para o atributo P_D , os valores do mínimo, mediana, média, máximo e variância diminuíram com o aumento da profundidade e houve diferenças significativas nas concentrações entre camadas de solo. A formação de gradiente já era esperada, pois o fósforo apresenta baixa mobilidade vertical. Os maiores teores obtidos na camada superficial (0-5 cm) refletem o manejo do solo adotado pelos agricultores da bacia hidrográfica, mesmo que sendo o sistema plantio direto mal manejado. A amplitude total dos dados entre as camadas de solo avaliadas (29,2; 15,8; 7,5; 7,4; 5,1 mg kg⁻¹), reforçada pelo desvio padrão (6,0; 3,0; 1,9; 1,4; 1,1) e coeficientes

de variação (54,3; 48,5; 51,3; 68,5; 85,2%), indicam a variabilidade espacial e vertical, da mesma forma, possibilitam a visualização de que o P_D não é representado por uma distribuição de probabilidade simétrica. Essas evidências são ainda reforçadas pela análise dos valores de assimetria e de curtose que refutam a normalidade dos dados nas cinco camadas de solo avaliadas.

Para o atributo carbono orgânico total, todas as variáveis estatísticas analisadas apresentaram diminuição nos valores com o aumento da profundidade. Os valores do mínimo foram de 7,2; 3,4; 2,6; 3,5; 2 g kg⁻¹; da mediana 17,2; 12,2; 10,4; 9,6; 8,6 g kg⁻¹, da média 25,1±2,33; 16,8±1,48; 12,9±1,10; 10,3±0,58; 8,2±0,38 g kg⁻¹; do máximo 97,5; 60,2; 55,7; 32,8; 19,2 g kg⁻¹ e da variância 309,5; 124,3; 69,1; 19,5; 8, respectivamente. A amplitude total dos dados (90,3; 56,8; 53,1; 29,3; 17,2 g kg⁻¹), reforçada pelo desvio padrão (17,6; 11,2; 8,3; 4,4; 2,8) e coeficientes de variação (70; 66,2; 64,3; 43; 34,7%) de cada uma das cinco camadas de solo avaliadas, indicam a variabilidade espacial e vertical. Esses dados demonstram que o COT, assim como o P_D , não é representado por uma distribuição de probabilidade simétrica, evidência reforçada pelos valores de assimetria e de curtose que refutam a normalidade dos dados nas cinco camadas de solo avaliadas.

Os valores de pH foram maiores na camada 0-5 cm variando de 4,4 a 7,1 com média de 5,6±0,08 (Tabela 2). Nas demais camadas as médias foram de 5,1±0,07; 5,0±0,06; 4,9±0,05 e; 4,8±0,04, respectivamente. Assim como o P_D e COT a ação antrópica amplifica o gradiente natural, porém o gradiente não é tão acentuado.

Embora a densidade do solo seja afetada pelo manejo, os valores do mínimo, mediana, média, máximo, desvio padrão e variância apresentaram pequena variação vertical e horizontal (Tabela 2). A percentagem de argila, com exceção da camada 0-5 cm, apresentou aumento em profundidade, médias de 7,5±0,27; 6,9±0,22;

Tabela 2: Estatística descritiva univariada dos parâmetros fósforo disponível, pH, carbono orgânico total, percentagem de argila e densidade das amostras de solo coletadas nos 57 pontos da bacia hidrográfica.

Parâmetro	Prof. cm	Mínimo	Máximo	A.T	Mediana	Média	D.P.	Variância	C.V.	**Assimetria	Curtose
Fósforo disponível mg kg ⁻¹	0-5	2,4	31,6	29,2	9,9	11,0 ± [*] 0,79	6,0	35,8	54,3	1,4	2,3
	5-10	1,9	17,7	15,8	5,7	6,1 ± 0,39	3,0	8,9	48,5	1,3	2,8
	10-20	1,0	8,5	7,5	3,1	3,7 ± 0,25	1,9	3,5	51,3	0,9	0,2
	20-40	0,2	7,6	7,4	2,0	2,1 ± 0,19	1,4	2,1	68,5	1,8	4,8
	40-60	0,1	5,2	5,1	1,0	1,3 ± 0,14	1,1	1,1	85,2	1,6	3,2
pH	0-5	4,4	7,1	2,7	5,4	5,6 ± 0,08	0,6	0,4	11,5	0,7	-0,1
	5-10	4,3	6,8	2,5	5,0	5,1 ± 0,07	0,6	0,3	10,9	1,5	2,2
	10-20	4,4	6,9	2,5	4,8	5,0 ± 0,06	0,5	0,2	9,5	1,9	4,9
	20-40	4,3	6,9	2,6	4,8	4,9 ± 0,05	0,4	0,2	8,5	2,4	9,8
	40-60	4,4	5,7	1,3	4,8	4,8 ± 0,04	0,3	0,1	6,1	1,0	1,0
Carbono orgânico total g kg ⁻¹	0-5	7,2	97,5	90,3	17,2	25,1 ± 2,33	17,6	309,5	70,0	2,0	4,5
	5-10	3,4	60,2	56,8	12,2	16,8 ± 1,48	11,2	124,3	66,2	1,7	2,9
	10-20	2,6	55,7	53,1	10,4	12,9 ± 1,10	8,3	69,1	64,3	2,8	11,8
	20-40	3,5	32,8	29,3	9,6	10,3 ± 0,58	4,4	19,5	43,0	2,5	11,3
	40-60	2,0	19,2	17,2	8,6	8,2 ± 0,38	2,8	8,0	34,7	0,6	3,1
Argila %	0-5	3,6	13,7	10,1	7,3	7,5 ± 0,27	2,1	4,3	27,5	0,6	0,5
	5-10	2,7	10,8	8,1	7,0	6,9 ± 0,22	1,7	2,7	23,8	0,0	-0,2
	10-20	2,1	11,6	9,5	6,6	6,9 ± 0,25	1,9	3,7	27,6	0,2	-0,2
	20-40	3,3	13,3	9,9	7,1	7,5 ± 0,35	2,6	6,9	34,7	0,5	-0,8
	40-60	2,1	17,1	15,0	7,8	8,4 ± 0,47	3,5	12,5	41,8	0,4	-0,8
Densidade do solo g cm ³	0-5	0,8	1,8	1,0	1,4	1,4 ± 0,03	0,2	0,1	16,7	-0,8	0,0
	5-10	0,8	1,8	1,0	1,5	1,5 ± 0,03	0,2	0,1	16,1	-0,8	-0,5
	10-20	1,0	1,8	0,8	1,5	1,5 ± 0,03	0,2	0,0	14,6	-0,6	-0,9
	20-40	1,1	1,8	0,7	1,5	1,5 ± 0,02	0,2	0,0	11,2	-0,6	-0,1
	40-60	1,1	1,8	0,7	1,5	1,5 ± 0,02	0,2	0,0	11,8	-0,4	-0,3

A.T. amplitude total; ± erro padrão; D.P. desvio padrão; C.V. coeficiente de variação; ** coeficiente de skewness.

6,9±0,25; 7,5±0,35; 8,4±0,47 respectivamente, como mostra a Tabela 2. Na camada 0-5 cm os maiores teores médios obtidos em relação às camadas 5-10 e 10-20 cm, podem ser atribuídos à coleta de amostras de solo em áreas deposicionais como áreas úmidas e vertentes côncavas convergentes, que devido a erosão seletiva acabam acumulando partículas finas. O gradiente de aumento em profundidade, camadas 20-40 e 40-60 cm, podem ser atribuídos à presença do horizonte B textural (Bt) atingido em vários pontos de coleta.

Ressalta-se que as medidas estatísticas discutidas foram calculadas considerando o conjunto completo de dados, portanto são influenciadas pela presença de valores extremos, ou seja, valores muito acima ou muito

abaixo da maioria observada (valores discrepantes) como pode ser inferido pela análise do coeficiente de variação e erro padrão (Tabela 2). A presença desses valores pode afetar a qualidade das medidas estatísticas como indicadores de variabilidade.

3.2 Relações entre os atributos do solo e o fator ambiental uso da terra

A acidez ativa do solo reflete apenas a quantidade de íons H⁺ presentes na solução do solo, desse modo, é um ótimo indicador da ação antrópica para fins de produção agropecuária. Nos pontos de amostragem em área de campo nativo antropizado onde não há revolvimento do

solo nem são aplicados corretivos de acidez, os valores de pH são baixos, representando a acidez histórica da formação do solo, com valores inferiores a 5 em todas as camadas avaliadas (4,9±0,28; 4,7±0,15; 4,9±0,29; 4,8±0,12; 4,8±0,14). Nos pontos de amostragem em área úmida, o valor médio de pH na camada 0-5 cm foi de 5,3±0,07, nas demais camadas os valores encontrados foram inferiores a 5 (4,9±0,06; 4,8±0,04; 4,9±0,04; 4,9±0,05). Os maiores valores obtidos na camada superficial são atribuídos ao material oriundo via escoamento superficial de áreas a montante durante eventos pluviométricos ou em solução, via escoamento subsuperficial. Nas áreas cultivadas as

médias obtidas foram de 5,8±0,12; 5,2±0,12; 5,0±0,10; 4,9±0,09 e; 4,8±0,06, respectivamente. Em comparação aos valores obtidos em área de campo nativo antropizado a acidez ativa foi menor, inclusive na camada 0-5 cm e não mais possibilita a presença de alumínio trocável, uma vez que a média foi 5,8. No entanto, nem toda massa de solo explorada pelo sistema radicular (0-60 cm) teve sua acidez ativa corrigida até o ideal agrônomo. Portanto, observa-se que à medida que se aprofunda no perfil, o solo tem sua acidez ativa semelhante aquela do campo nativo. Os valores de pH por classe de uso da terra podem ser visualizados na Tabela 3.

Tabela 3: Valores médios dos atributos físicos e químicos do solo conforme a classe de uso da terra na bacia hidrográfica.

Uso da terra	Área %	Pontos	Prof. cm	Densidade g cm ³	Argila %	COT g kg ⁻¹	pH	P _d			D.P.
							 mg kg ⁻¹			
Área úmida	18,1	20	0-5	1,2 ± 0,04	7,7 ± 0,40	42,9 ± 4,30	5,3 ± 0,07	14,1 ± 1,72	2,4	31,6	7,7
			5-10	1,2 ± 0,04	6,7 ± 0,33	28,4 ± 2,57	4,9 ± 0,06	7,2 ± 0,64	1,9	12,3	2,9
			10-20	1,2 ± 0,03	6,1 ± 0,38	20,7 ± 2,20	4,8 ± 0,04	5,0 ± 0,40	1,4	7,9	1,8
			20-40	1,4 ± 0,05	5,8 ± 0,38	13,8 ± 1,14	4,9 ± 0,04	2,9 ± 0,43	0,8	7,6	1,9
			40-60	1,4 ± 0,05	5,7 ± 0,42	10,1 ± 1,27	4,9 ± 0,05	1,9 ± 0,32	0,2	5,2	1,4
Lavoura	64	33	0-5	1,5 ± 0,02	7,3 ± 0,34	15,1 ± 0,58	5,8 ± 0,12	9,8 ± 0,68	4,2	20,3	3,9
			5-10	1,6 ± 0,02	7,1 ± 0,32	10,3 ± 0,46	5,2 ± 0,12	5,8 ± 0,52	2,3	17,7	3,0
			10-20	1,6 ± 0,02	7,6 ± 0,34	9,3 ± 0,58	5,0 ± 0,10	2,9 ± 0,24	1,0	8,5	1,4
			20-40	1,6 ± 0,02	8,8 ± 0,44	8,3 ± 0,35	4,9 ± 0,09	1,6 ± 0,14	0,2	3,3	0,8
			40-60	1,5 ± 0,02	10,4 ± 0,56	7,7 ± 0,43	4,8 ± 0,06	0,9 ± 0,10	0,1	2,0	0,6
Campo nativo antropizado	11,8	4	0-5	1,3 ± 0,16	7,2 ± 1,17	12,9 ± 2,47	4,9 ± 0,28	5,1 ± 0,94	3,3	7,8	1,9
			5-10	1,3 ± 0,16	6,7 ± 0,43	9,9 ± 1,67	4,7 ± 0,15	3,9 ± 1,00	2,7	6,9	2,0
			10-20	1,4 ± 0,11	6,3 ± 0,23	8,2 ± 1,43	4,9 ± 0,29	3,4 ± 1,15	1,5	6,7	2,3
			20-40	1,4 ± 0,10	5,9 ± 0,42	7,7 ± 1,43	4,8 ± 0,12	2,4 ± 0,69	0,7	3,8	1,4
			40-60	1,4 ± 0,10	6,2 ± 1,16	6,2 ± 1,70	4,8 ± 0,14	1,4 ± 0,40	0,4	2,1	0,8

±* erro padrão; COT carbono orgânico total; P_d fósforo disponível; D.P. desvio padrão.

A densidade do solo representa o arranjo de suas partículas, deixando espaços porosos os quais são preenchidos pela água e ar. Desse modo, cada tipo de solo e sua vegetação natural criará um modelo de distribuição de valores de densidade do solo no seu perfil. Naturalmente, o solo da camada superficial tem baixos valores de densidade uma vez que os valores de matéria orgânica são maiores. À medida que se aprofunda no perfil, diminui-se a ação da matéria orgânica e da biota do solo e aumenta-se a massa de solo em relação ao seu volume. Por isso é que os menores valores de D_s na camada 0-5 cm foram encontrados na área úmida (1,2 g cm⁻³); e os valores de D_s aumentaram seguindo a pressão antrópica sobre o solo (campo antrópico = 1,3

g cm⁻³; lavouras = 1,5 g cm⁻³). No caso das lavouras, na camada de solo que se espera maior desenvolvimento de raízes das culturas produtoras de grãos e forrageiras (5-20 cm), obtiveram-se os maiores valores de D_s. Esses resultados foram atribuídos ao manejo inadequado e, portanto, é um indicador físico que expressa os erros cometidos na conversão das áreas naturais para a produção agropecuária, especialmente causada pela diminuição no teor de matéria orgânica, pela utilização de maquinário sem observar a umidade do solo e, pela presença constante de animais, uma vez que se trata de interação lavoura-pecuária, exploração máxima das forrageiras, deixando pouquíssima palhada na superfície. O problema de manejo inadequado e compactação

dos solos agrícolas na bacia hidrográfica já havia sido constatado por Alvarez (2014) e Pellegrini *et al.* (2010).

A percentagem de argila obtida corrobora com os valores de densidade. Na classe área úmida a maior média foi obtida na camada superficial ($7,7 \pm 0,40$), o que decorre de sua localização na paisagem (ambiente de deposição), nas demais camadas o valores decaíram ($6,7 \pm 0,33$; $6,1 \pm 0,38$; $5,8 \pm 0,38$; $5,7 \pm 0,42$). Na classe campo nativo antropizado as médias foram de $7,2 \pm 1,17$; $6,7 \pm 0,43$; $6,3 \pm 0,23$; $5,9 \pm 0,42$; $6,2 \pm 1,16\%$, respectivamente. Nos solos cultivados, classe lavoura, o valor médio nas camadas de solo foi de $7,3 \pm 0,34$; $7,1 \pm 0,32$; $7,6 \pm 0,34$; $8,8 \pm 0,44$; $10,4 \pm 0,56\%$, respectivamente. Como nesta classe de uso o tipo de solo predominante são Argissolos, percebe-se claramente a presença do horizonte Bt (Tabela 3).

As médias de P_D na camada superficial foi maior na área úmida ($14,1 \pm 1,72$ mg kg⁻¹), seguida da classe lavoura ($9,8 \pm 0,68$ mg kg⁻¹) e campo nativo antropizado ($5,1 \pm 0,94$ mg kg⁻¹) (Tabela 3). A amplitude dos dados entre as camadas de solo na classe lavoura (16,1; 15,4; 7,5; 3,1; 1,9) são reflexo da localização dos pontos de amostragem, pois as amostras de solo foram coletadas em ambiente de perda de solo, meia encosta em vertentes convexas divergentes e, em ambiente de deposição como na base de encostas em vertentes côncavas convergentes. Nessa classe de uso da terra, eram esperados os maiores teores de P_D , já que é o local na bacia hidrográfica onde os fertilizantes fosfatados são adicionados, porém foram obtidos valores similares aos de campo nativo antropizado. Os resultados encontrados comprovam que o manejo das atividades agrícolas não vem sendo conduzidos dentro de princípios conservacionistas. Evidencia-se também o potencial das áreas úmidas como filtro de poluentes oriundos de áreas a montante, o que reforça a necessidade de preservação das áreas úmidas em bacias hidrográficas agrícolas para que não haja transferência de nutrientes/poluentes para os sistemas aquáticos. Embora a maior média de P_D tenha sido obtida na classe área úmida, a amplitude dos dados entre as duas primeiras camadas (29,2; 10,4) mostra que existem expressivas diferenças entre elas. Essa amplitude decorre principalmente da abertura de drenos na tentativa de incorporar a área na produção de grãos, como pode ser visualizado na Figura 2B.

Nas amostras de solo coletadas nas lavouras os teores de COT obtidos foram maiores na camada de 0-5 cm ($15,1 \pm 0,58$ g kg⁻¹), decaindo em profundidade

($10,3 \pm 0,4$; $9,3 \pm 0,58$; $8,3 \pm 0,35$; $7,7 \pm 0,43$ g kg⁻¹) como mostra a Tabela 3. Os maiores teores foram observados nas zonas de deposição em vertentes côncavas convergentes, pois nesses locais há deposição de material e maior acúmulo de umidade do solo. Nos pontos de coleta em área de campo nativo antropizado, onde predominam gramíneas, os teores médios de COT, tanto na camada superficial quanto em profundidade, foram os menores dentre as classes de uso avaliadas ($12,9 \pm 2,47$; $9,9 \pm 1,67$; $8,2 \pm 1,43$; $7,7 \pm 1,43$; $6,2 \pm 1,20$ g kg⁻¹) (Tabela 3). Na classe área úmida foi obtida a maior média de COT na camada superficial ($42,9 \pm 4,30$ g kg⁻¹), como pode ser visualizado na Tabela 3. Os maiores teores obtidos em área úmida comprovam o potencial desses locais no sequestro de carbono em sistemas agrícolas. Isso porque, sua posição na paisagem, próximas a nascentes e cursos d'água, afeta profundamente a dinâmica da matéria orgânica do solo, principalmente devido à umidade, que faz com que a velocidade de decomposição da matéria orgânica do solo seja mais lenta.

3.3. Relações entre os atributos do solo e o fator ambiental declividade

Os valores de pH foram todos classificados como ácidos nas três classes de declividade (CQFS-RS/SC, 2004). Embora a classificação de pH seja a mesma em todo perfil, o solo da camada 0-5 cm apresentou os maiores valores em todas as classes de declividade ($5,3 \pm 0,07$ classe 0-3%, relevo plano; $5,6 \pm 0,12$ classe 3-8%, relevo suave ondulado e $5,7 \pm 0,19$ classe 3-20%, relevo ondulado) e, em consequência, foi nessa camada que o solo apresentou as maiores amplitudes, erros e desvio padrão, como pode ser visualizado na Tabela 4.

A menor D_s média foi encontrada na classe de relevo plano, declividade entre 0-3% (Tabela 4), e se expressa em valor inferior às demais em 13,3%. Esses valores se devem ao fato de a maioria dos pontos dessa classe localizarem-se em áreas úmidas, locais com maior conteúdo de matéria orgânica. Nas classes de declividade 3-8 e 8-20%, relevo suave ondulado e ondulado, a densidade média foi de $1,5$ g cm⁻³. Nesses locais, predominam áreas de lavouras e campo antrópico, onde já foram identificados problemas de compactação do solo (ALVAREZ, 2014; PELLEGRINI *et al.*, 2010).

Os teores de argila no ambiente aeróbico são decorrentes, principalmente, do tipo de solo presente na área, Argissolo, com aumento em profundidade

indicando a presença do horizonte Bt (Tabela 4). Na classe de declividade 0-3%, relevo plano, onde predominam áreas úmidas, os maiores valores foram observados nas duas primeiras camadas e refletem o ambiente de deposição de material. Nas demais camadas há incremento de argila em profundidade. Na classe de declividade 3-8%, relevo suave ondulado, as

médias obtidas foram de 7,3±0,41; 7,1±0,36; 7,1±0,46; 8,1±0,57 e; 8,6±0,70, respectivamente. Na classe de relevo ondulado, as duas primeiras camadas refletem o ambiente de perda de material (7,0±0,46 6,7±0,35), nas demais camadas há um incremento de argila (7,1±0,32; 7,9±0,58; 9,7±0,79) indicando a presença do horizonte Bt (Tabela 4).

Tabela 4: Valores médios dos atributos físicos e químicos do solo conforme a classe de declividade na bacia hidrográfica.

Declividade % Relevo	Área %	Pontos	Prof. cm	pH	Densidade g cm ³	Argila %	COT g kg ⁻¹	P _d			D.P.
								mg kg ⁻¹			
								Mín.	Máx.		
0-3 Plano	12,7	15	0-5	5,3 ±* 0,07	1,2 ± 0,05	8,5 ± 0,55	43,1 ± 5,69	14,6 ± 2,04	4,7	31,6	7,9
			5-10	5,0 ± 0,07	1,2 ± 0,06	7,0 ± 0,46	28,5 ± 3,27	7,2 ± 0,76	2,1	12,3	2,9
			10-20	4,9 ± 0,08	1,3 ± 0,05	6,5 ± 0,53	21,3 ± 2,96	4,8 ± 0,56	1,4	7,9	2,2
			20-40	4,9 ± 0,04	1,4 ± 0,05	6,3 ± 0,59	13,2 ± 0,59	2,8 ± 0,42	0,9	7,1	1,6
			40-60	4,9 ± 0,05	1,4 ± 0,05	6,6 ± 0,85	10,8 ± 1,44	1,9 ± 0,34	0,4	5,2	1,3
3-8 Suave Ondulado	40,9	23	0-5	5,6 ± 0,12	1,4 ± 0,05	7,3 ± 0,41	22,1 ± 2,36	10,8 ± 1,09	2,4	21,9	5,2
			5-10	5,1 ± 0,10	1,5 ± 0,04	7,1 ± 0,36	15,0 ± 1,76	6,3 ± 0,73	1,9	17,7	3,5
			10-20	4,9 ± 0,09	1,5 ± 0,04	7,1 ± 0,46	11,4 ± 1,00	3,6 ± 0,37	1,0	8,5	1,8
			20-40	4,9 ± 0,08	1,5 ± 0,04	8,1 ± 0,57	10,5 ± 1,14	2,2 ± 0,31	0,4	7,6	1,5
			40-60	4,8 ± 0,06	1,5 ± 0,05	8,6 ± 0,70	8,5 ± 0,67	1,2 ± 0,22	0,1	4,0	1,0
8-20 Ondulado	42,7	19	0-5	5,7 ± 0,19	1,5 ± 0,03	7,0 ± 0,46	13,5 ± 0,64	8,5 ± 0,81	3,3	18,4	3,5
			5-10	5,1 ± 0,18	1,6 ± 0,02	6,7 ± 0,35	9,7 ± 0,45	5,1 ± 0,46	2,9	8,7	2,0
			10-20	5,0 ± 0,15	1,6 ± 0,02	7,1 ± 0,32	9,1 ± 0,84	2,8 ± 0,29	1,2	6,7	1,3
			20-40	4,8 ± 0,13	1,5 ± 0,03	7,9 ± 0,58	7,5 ± 0,50	1,5 ± 0,21	0,2	3,8	0,9
			40-60	4,7 ± 0,07	1,5 ± 0,03	9,7 ± 0,79	6,8 ± 0,58	0,8 ± 0,14	0,1	2,1	0,6

±* erro padrão; COT carbono orgânico total; P_d fósforo disponível; D.P. desvio padrão.

Os teores de P_d obtidos na classe de declividade 0-3%, em todas as camadas avaliadas (14,6±2,04; 7,2±0,76; 4,8±0,56; 2,8±0,42 e; 1,9±0,34 mg kg⁻¹), foram superiores as demais classes (Tabela 4). A maior disponibilidade de fósforo foi encontrada em superfície (0-5 cm) em valores superiores as camadas inferiores em 34,8 (5-10 cm); 63,6 (10-20 cm); 78,8 (20-40 cm) e 85,6% (40-60 cm). A classe de declividade 3-8%, relevo suave ondulado, apresentou valores intermediários de P_d (10,8±1,09; 6,3±0,73; 3,6±0,37; 2,2±0,31 e; 1,2±0,22 mg kg⁻¹) (Tabela 4). A classe de declividade entre 8-20%, relevo ondulado, que representa a maior proporção de área da bacia hidrográfica (42,7%), apresentou os menores teores de P_d (8,5±0,81; 5,1±0,46; 2,8±0,29; 1,5±0,21 e; 0,8±0,14 mg kg⁻¹), caracterizando ambientes de perda de solo (predomínio de processos denudacionais), conseqüentemente nutrientes e poluentes adsorvidos. Combinando os dados dos pontos amostrados nas três classes de declividades, percebe-se que a concentração média P_d nos locais onde predomina

o processo de deposição (declividade 0-3% localizada em ambiente úmido ribeirinho) foi significativamente superior às concentrações nos locais de erosão (declividade entre 8-20%), tanto em superfície quanto em profundidade.

A classe de declividade 0-3% apresentou os maiores teores de COT em todas as camadas avaliadas com 43,1±5,69; 28,5±3,27; 21,3±2,96; 13,2±0,59; 10,8±1,44 g kg⁻¹, respectivamente (Tabela 4). Os pontos de amostragem dessa classe localizam-se, predominantemente em áreas úmidas, o que justifica os teores obtidos (Figura 2A). A classe de declividade 3-8%, relevo suave ondulado, apresentou valores intermediários de COT (22,1±2,36; 15,0±1,76; 11,4±1; 10,5±1,14; 8,5±0,67 g kg⁻¹). Já as áreas com declividade entre 8-20%, relevo ondulado, apresentaram os menores teores COT (13,5±0,64; 9,7±0,45; 9,1±0,84; 7,5±0,50; 6,8±0,58), caracterizando ambiente onde predominam os processos denudacionais.

3.4. Distribuição espacial do fósforo disponível do solo

De modo geral, os valores de P_D obtidos na bacia hidrográfica não seguiram uma distribuição normal, estando relacionada aos efeitos dos diferentes usos do solo, posição na paisagem e manejo do solo, sendo que os pontos amostrados em área úmida foram os principais responsáveis pela distribuição não normal dos dados na bacia hidrográfica (Figura 3). Embora os resultados obtidos demonstrem que a utilização do método da krigagem para a espacialização dos dados terá sua eficiência diminuída, os resultados obtidos possibilitam uma melhor visualização de alguns padrões observados utilizando a estatística descritiva.

A Figura 3 mostra que a distribuição espacial de P_D se relaciona com a posição na paisagem (Figura 2A) e com o uso da terra (Figura 2B). O mesmo padrão foi observado para as cinco camadas de solo avaliadas, ressaltando

a formação de gradiente em profundidade que reflete o manejo do solo adotado pelos agricultores, bem como o efeito da umidade do solo, que conforme Dunne e Reddy (2005) e Dunne *et al.* (2006), afeta significativamente o ciclo biogeoquímico do fósforo.

Nos mapas com a distribuição das concentrações de fósforo disponível observa-se também que as maiores concentrações encontram-se nas áreas úmidas ribeirinhas (Figura 3), sendo que foi possível visualizar nos mapas diferenças expressiva nas concentrações de P_D entre as áreas úmidas drenadas e não drenadas. A fim de melhorar a visualização do impacto da drenagem das áreas úmidas, a Figura 4 ilustra as concentrações de P_D e COT na camada 0-5 cm em sete pontos de amostragem distribuídos na bacia hidrográfica, em ambiente drenado (D) e não drenado (ND).

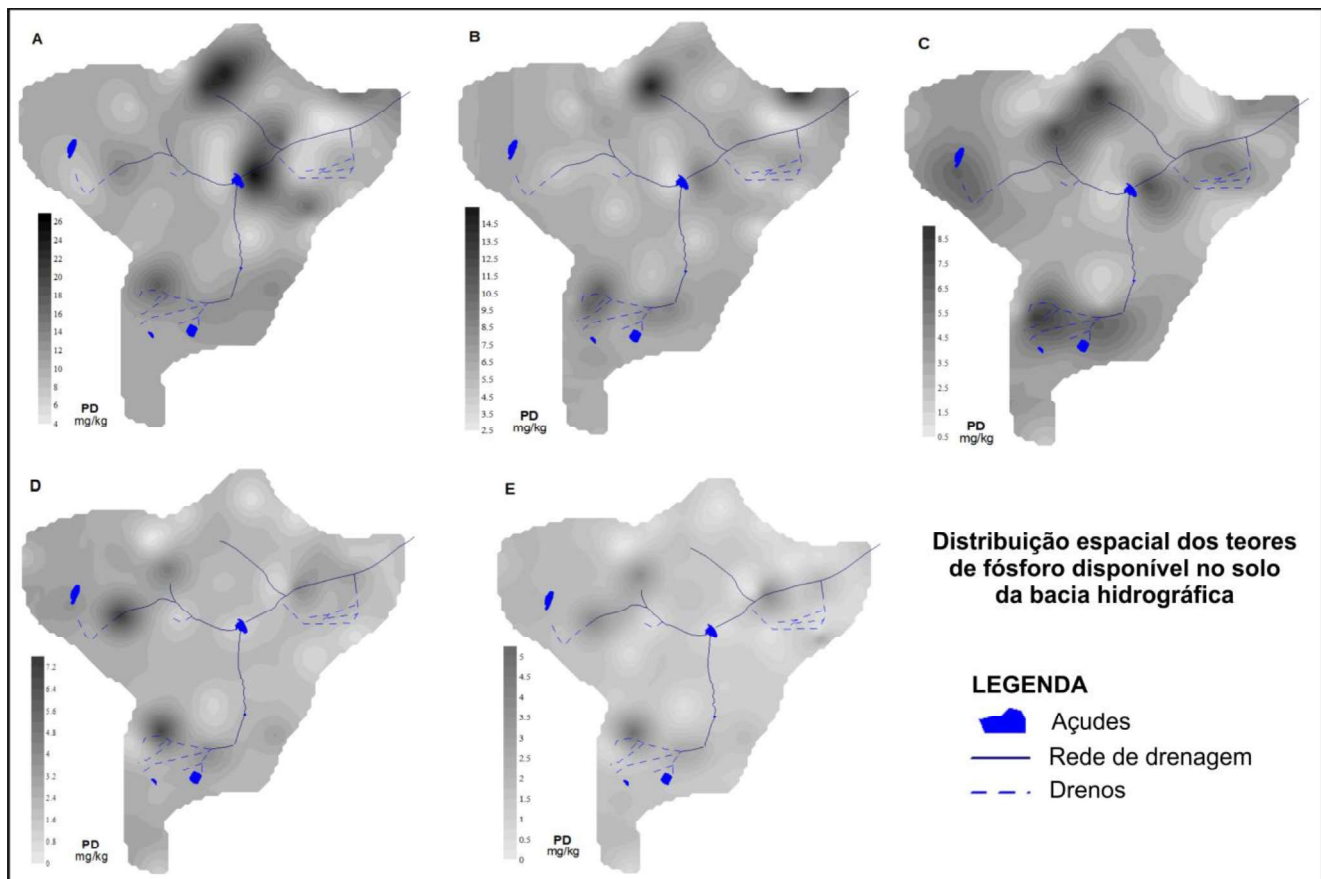


Figura 3 - Distribuição espacial do fósforo disponível no solo da bacia hidrográfica. A camada 0-5 cm; B camada 5-10 cm; C camada 10-20 cm; D camada 20-40 cm; E camada 40-60 cm.

4. Discussão

A quantidade, localização e movimento de nutrientes em bacias hidrográficas agrícolas são importantes tanto do ponto de vista agrônômico quanto do ponto de vista da contaminação ambiental. Assim, o conhecimen-

to da distribuição espacial com relação às características da paisagem, tais como o uso da terra e declividade, pode fornecer a base para a adoção de práticas de gestão que reduzam as perdas via erosão do solo.

Nas áreas agrícolas (classe de uso da terra lavoura)

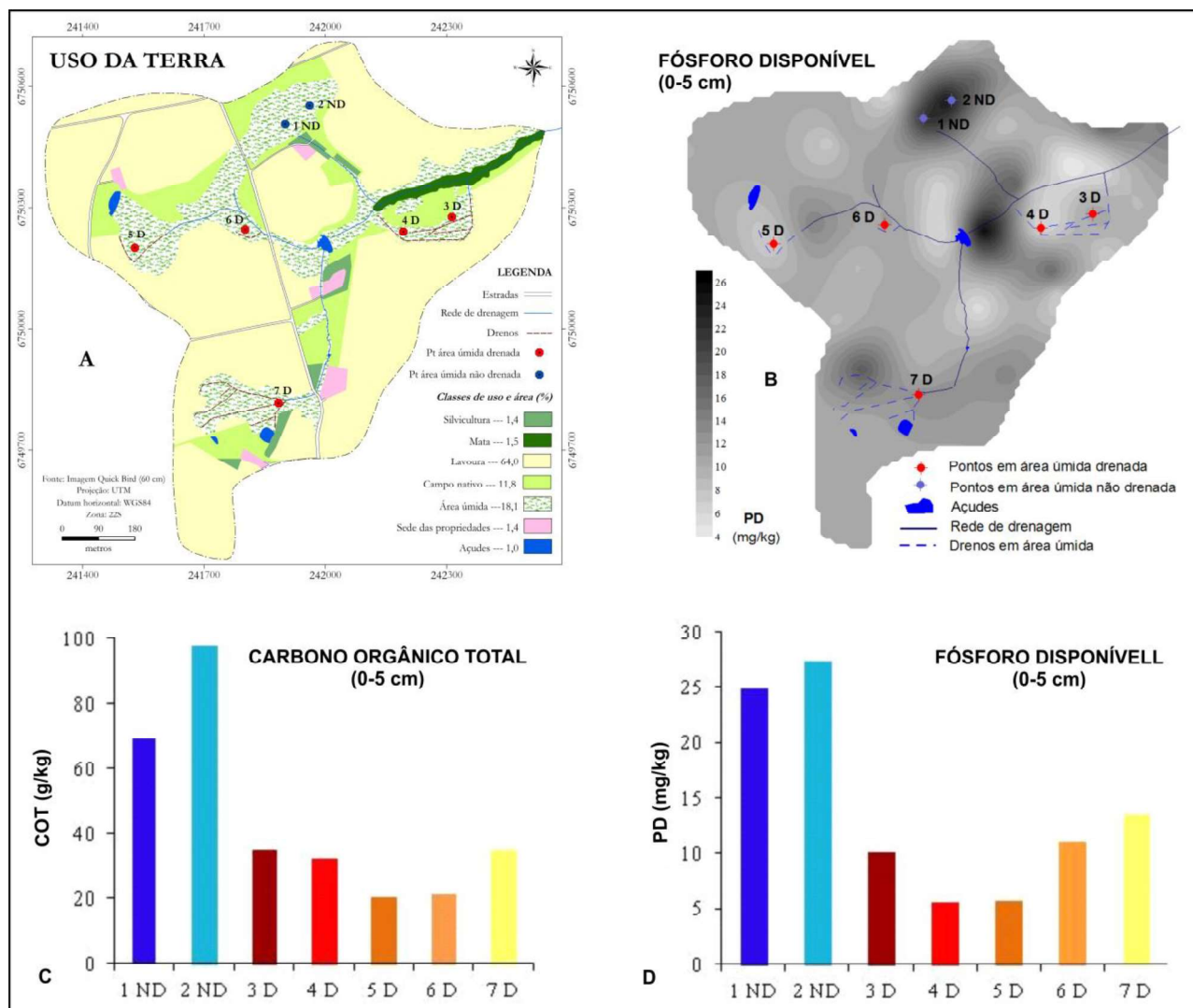


Figura 4 - Classes de uso da terra (A) e distribuição espacial do fósforo disponível na camada 0-5 cm (B) com os sete pontos de amostragem em área úmida; Gráficos ilustrando as concentrações de carbono orgânico total (C) e fósforo disponível (D) na camada 0-5 cm em área úmida não drenada (1 ND e 2 ND) e drenada (3 D, 4 D, 5 D, 6 D e 7 D).

da bacia hidrográfica os teores de fósforo disponível no solo são considerados baixos e muito baixos (CQFS/RS-SC, 2004), o que decorre das baixas concentrações no material de origem (P total por FRX 0,2 g kg⁻¹, dados não publicados), conseqüentemente no solo e, da baixa utilização de fertilizantes fosfatados pelos agricultores, como constatado por Alvarez (2014). O maior teor de P_d nas camadas superficiais (0-5 e 5-10 cm) resulta da pouca mobilização do solo, da baixa mobilidade do P no perfil (NOVAIS *et al.*, 2007; RHEINHEIMER e ANGHINONI, 2001; NOVAIS e SMYTH, 1999) e, da baixa solubilidade dos compostos de fósforo, sobretudo em solos de natureza ácida e com altos teores de metais, como o Al e o Fe (total por FRX Al 78,4 g kg⁻¹; Fe 41,0 g kg⁻¹, dados não publicados). Com relação ao pH, os

maiores valores encontrados na camada superficial são atribuídos aos corretivos agrícolas adicionados pelos agricultores. Conforme Kaminski *et al.* (2007), para um melhor aproveitamento dos fertilizantes fosfatados e do P já presente no solo, o pH deveria ser mantido no intervalo de 5,5-6,5. Dos 57 pontos amostrados 45% apresentaram pH ≤ 5,5 na camada 0-5 cm e 79% na camada 5-10 cm, o que caracteriza ambiente inadequado a adição de fertilizantes fosfatados. Diante disso, para que haja um melhor aproveitamento do P do solo pelas plantas, seria necessário a correção da acidez do solo nas camadas abaixo dos 5 cm, o que não é passível de ser feito somente com a adição de calcário na superfície sem incorporação, prática essa utilizada pelos agricultores. Uma alternativa seria reiniciar o sistema

plântio direto, para que se eleve a acidez ativa a níveis adequados ao crescimento radicular. Nessa operação, é altamente recomendada a incorporação de fertilizantes fosfatados solúveis em doses suficientes para elevar o nível de fósforo à classe alta.

Os valores de P_D , pH e COT em área de campo nativo antropizado foram os menores dentre as classes de uso avaliadas, consequência da não aplicação de fertilizantes e de corretivos da acidez e, do superpastejo. Conforme Rheinheimer *et al.* (2008), em sistemas onde não há adição de fosfato a sua disponibilidade está intimamente relacionada à ciclagem das formas orgânicas. Como as áreas de campo nativo são utilizadas para pastejo do gado durante todo o ano, isso impossibilita o acúmulo de biomassa, consequentemente, justificam os menores valores de P_D encontrados.

A classe área úmida foi a que apresentou as maiores concentrações de fósforo disponível. Conforme Syers *et al.* (1971), a capacidade desse meio para a retenção de P relaciona-se com os altos teores de matéria orgânica. Para Mitsch e Gosselink (2000), Kadlec e Knight (1996), devido ao baixo teor de matéria mineral e alto teor de matéria orgânica em áreas úmidas, uma grande proporção de P é armazenada nas formas orgânicas e, em geral, as quantidades de P orgânico podem ser imobilizadas e apenas uma pequena porção do conteúdo total de P orgânico é biodisponível, a maior parte é estabilizada em compostos orgânicos relativamente recalcitrantes (DUNNE e REDDY, 2005). Porém, com a ação da decomposição da matéria orgânica há a liberação de compostos orgânicos, os quais apresentam comportamento aniônico no solo e podem agir na disponibilização de fósforo (ZAMUNER *et al.*, 2008; GUPPY *et al.*, 2005; SYERS *et al.*, 1971), o que foi constatado no presente trabalho. Os teores de P_D obtidos também estão relacionados aos teores de óxidos de Fe e Al cristalinos e amorfos presentes no solo, pois, conforme Inda *et al.* (2014), em ambiente aeróbico, 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, consequentemente na disponibilização de P. Ou seja, no ambiente anóxico (áreas úmidas) os óxidos de Fe são reduzidos, dissolvem e, liberam PO_4^{3-} para a solução (DUNNE *et al.* 2006; DUNNE e REDDY, 2005), esse comportamento justifica, em parte,

as concentrações de P_D obtidas nas áreas úmidas.

No que se refere à distribuição espacial utilizando o método geoestatístico, os mapas gerados permitiram a visualização da distribuição de P_D na paisagem, evidenciando padrões que haviam sido mascarados, mas que a estatística descritiva foi capaz de dar um indicativo da variabilidade existente, como as diferenças nos teores entre áreas úmidas drenadas e não drenadas, pois embora as áreas úmidas tenham apresentado os maiores teores médios de P_D e COT, a Figura 4 mostra a diferença nas concentrações entre as áreas úmidas drenadas e não drenadas na bacia hidrográfica, evidenciando os impactos que a abertura de drenos causa no ciclo biogeoquímico do fósforo e do carbono.

Os resultados obtidos na presente pesquisa comprovam a importância da gestão das terras agrícolas e preservação de zonas úmidas, para que não haja perdas de solo e nutrientes e que, quando houver, as áreas úmidas possam cumprir sua função de filtro de poluentes e no sequestro de carbono. Conforme Hayashi e Van Der Kamp (2000), zonas úmidas são conhecidas por oferecerem inúmeras funções hidrológicas, ecológicas e ambientais. Segundo eles, na hidrologia, elas interceptam e armazenam temporariamente água e sedimento do escoamento superficial, 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 reduzem 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, 2015). Também, essas áreas fornecem habitat para pássaros e animais selvagens (HAYASHIA e VAN DER KAMP, 2000).

No que se refere à ciclagem do fósforo em ambientes úmidos, a vegetação e os microrganismos ajudam a remover parte do P dissolvido por incorporá-lo em sua própria biomassa. Algas e algumas plantas vasculares podem também converter fosfatos para utilizar subprodutos, assim removendo-os do sistema. A outra parte pode atingir os canais de drenagem, dependendo das condições do meio (pH, teor de Fe e de Al, temperatura da água e do solo, mineralização do P orgânico, teor de oxigênio e força iônica e, condições redox), tornando-se

um risco para os mananciais, pois o P_D é a fração do P mais prontamente disponível para os organismos aquáticos, podendo causar a eutrofização dos mananciais.

Embora ambientes úmidos apresentem inúmeros serviços ambientais, a Figura 4 mostra que a drenagem de áreas úmidas na bacia hidrográfica estudada resultou na perda de sua habilidade de filtro de poluentes e de sequestro de carbono, conseqüentemente sedimentos e poluentes adsorvidos que são perdidos das áreas agrícolas via escoamento superficial acabam diretamente na rede de drenagem. Salienta-se também que, embora as áreas úmidas não drenadas tenham apresentado maiores concentrações de P_D e COT elas estão bastante degradadas em função do intenso tráfego de animais, assim a transferência de fósforo para os sistemas aquáticos durante eventos pluviométricos também pode ocorrer.

Conforme Almendinger *et al.* (2014), a drenagem de áreas úmidas, além de descaracterizá-las, implica em inúmeros impactos ambientais, como: a perda de suas funções hidrológicas, através do rebaixamento do lençol freático em toda a encosta; ecológicas, pela diminuição da diversidade de espécies e; a de filtro biogeoquímico pela transferência de poluentes para os sistemas aquáticos devido a diminuição da habilidade de ciclagem de nutrientes. Assim, em paisagens suscetíveis à erosão, como é o caso da área estudada, o manejo inadequado do solo e a concomitante abertura de drenos em áreas úmidas, agravam as perdas de solo, aumentando a erodibilidade e estimulando a respiração microbiana. Como resultado, os poluentes adsorvidos ou complexados a matéria orgânica do solo e nos óxidos de Fe e Al solubilizam e saem do sistema. Diante dos resultados obtidos, constata-se que a preservação de áreas úmidas ao longo de rios e nascentes e a gestão das áreas agrícolas, constituem alternativas eficazes para o desenvolvimento rural, apresentando uma possibilidade de minimizar problemas de cunho ambiental, social e econômico da sociedade brasileira.

5. Conclusões

A distribuição espacial dos teores de fósforo disponível na bacia hidrográfica mostrou que as maiores concentrações encontram-se nos solos das áreas úmidas ribeirinhas. Também, possibilitou a visualização dos impactos que a drenagem de áreas úmidas provoca no ciclo biogeoquímico do fósforo e do carbono.

Nas classes de declividade 0-3, 3-8 e 8-20%, rele-

vo plano, suave ondulado e ondulado, respectivamente, os teores de fósforo disponível obtidos na camada superficial refletiram a influência dos processos de erosão e deposição. Considerando o fator ambiental uso da terra, os teores obtidos em ordem decrescente foram para área úmida, lavoura e campo nativo. Na classe lavoura os teores da camada superficial relacionaram-se fortemente com o relevo (ambiente de perda e deposição de material) e com a influência antrópica (adição de insumos agrícolas e manejo do solo). Na classe campo nativo foram obtidas as menores concentrações de fósforo, reflexo dos baixos teores no material de origem e da não aplicação de fertilizantes fosfatados. A classe área úmida apresentou os maiores teores de fósforo disponível na camada superficial, indicando o grande potencial desses locais no sequestro de poluentes oriundos de áreas a montante, bem como, do manejo inadequado das atividades agropecuárias desenvolvidas na bacia hidrográfica.

Referências Bibliográficas

- ALLEN, B.L.; HAJEK, B.F. Mineral occurrence in soil environments. In: DIXON, J. B.; WEED, S. B. **Minerals in soil environments**. 2ª Ed. Madison: Soil Science Society of America, 1989, pp. 199-278.
- 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**, v. 43, n. 1, p. 9-17, 2014.
- ALVAREZ, J.W.R. **Transferência de fósforo em pequenas hidrográficas com predomínio de sistema plantio direto precário**. 198f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Departamento de Solos, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2014.
- BALKCOM, K.S.; TERRA, J.A.; SHAW, J.N.; REEVES, D.W.; RAPER, R.L. Soil management system and landscape position interactions on nutrient distribution in a Coastal Plain field. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 60, n. 6, p. 431-437, 2005.
- BARBIERI, D.M.; MARQUES JÚNIOR, J.; PEREIRA, G.T. Variabilidade espacial de atributos químicos de um argissolo para aplicação de insumos à taxa variável em diferentes formas de relevo. **Engenharia Agrícola**, v. 28, n. 4, p. 645-653, 2008.
- BORGELT, S.D.; WIEDA, R.E.; SUDDUTH, K.A. Geostatistical

- analysis of soil chemical properties from nested grids. **Applied Engineering in Agriculture**, v. 13, n. 4, p. 477-483, 1997.
- BROWN, S.; SCHREIER, H.; SHAH, P.B. Soil phosphorus fertility degradation: a Geographic Information System-based assessment. **Journal of Environmental Quality**, v. 29, n. 4, p. 1152-1160, 2000.
- BRUBAKER, S.C.; JONES, A.J.; LEWIS, D.T.; FRANK, K. Soil properties associated with landscape positions. **Soil Science Society of America Journal**, v. 57, p. 235-239, 1993.
- CAMARGO, L.A.; MARQUES JÚNIOR, J.; PEREIRA, G.T.; ALLEONI, L.R.F. Spatial correlation between the composition of the clay fraction and contents of available phosphorus of an Oxisol at hillslope scale. **Catena**, v. 100, p. 100-106, 2012.
- 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.
- CARVALHO, M.J.; AZEVEDO, A.L.; ALBUQUERQUE, J.C. Notas sobre a terminologia a usar em sistemas de mobilização do solo. **Revista Ciências Agrárias**, v. 14, n. 4, 1991.
- CHENG, Y.; LI, P.; XU, G.; LI, Z.; CHENG, S.; GAO, H. Spatial distribution of soil total phosphorus in Yingwugou watershed of the Dan River, China. **Catena**, v. 136, p. 175-181, 2016.
- COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO RS/SC - CQFS-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, 400p, 2004.
- DANIELS, R.B.; GAMBLE, E.E.; CADY, J.F. The relation between geomorphology and soil morphology and genesis. **Advances in Agronomy**, v. 23, p. 51-87, 1971.
- DUNNE, E.J.; REDDY, K.R. Phosphorus biogeochemistry of wetlands in agricultural watersheds. In: DUNNE, E.J. et al. **Nutrient Management in Agricultural Watersheds: A Wetland Solution**, Wageningen Academic Publishers, Wageningen, The Netherlands, 2005, pp.105-119.
- 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, n. 3-4, p. 496-516, 2006.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. 2ª Ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 286p, 2006.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - EPA. Disponível em: <<http://www.epa.gov/gmpo/education/>>. Acesso em: 12 jan. 2015.
- GARDNER, L.R. The role of rock weathering in the phosphorus budget of terrestrial watersheds. **Biogeochemistry**, v. 11, p. 97-110, 1990.
- GOLDEN SOFTWARE INC. Surfer. Surface Mapping System, Version 8. **Golden Software**. CD-ROM. 2002.
- GOOVAERTS, P. Geostatistical approaches for incorporating elevation into the spatial interpolation of rainfall. **Journal of Hydrology**, v. 228, p. 113-129, 2000.
- 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, n. 2, p. 189-202, 2005.
- HASENACK, H.; WEBER, E.; BOLDRINI, I.I.; TREVISAN, R. Mapa de sistemas ecológicos da ecorregião das Savanas Uruguaias em escala 1:500.000 ou superior e relatório técnico descrevendo insumos utilizados e metodologia de elaboração do mapa de sistemas ecológicos. Porto Alegre: UFRGS. 2010.
- HAWLEY, M.E.; JACKSON, T.J.; MCCUEN, R.H. Surface soil moisture variation on small agricultural watersheds. **Journal of Hydrology**, v. 62, n. 1-4, p. 179-200, 1983.
- HAYASHI, M.; VAN DER KAMP, G. Simple equations to represent the volume-area-depth relations of shallow wetlands in small topographic depressions. **Journal of Hydrology**, v. 237, n. 1-2, p. 74-85, 2000.
- HEATHWAITE, L.; SHARPLEY, A.; GBUREK, W. A conceptual approach for integrating phosphorus and nitrogen management at basin scales. **Journal of Environmental Quality**, v. 29, n. 1, p. 158-166, 2000.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **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, 796p, 1986.
- 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.
- KADLEC, R.H.; KNIGHT, R.L. **Treatment Wetlands**. CRC Press, Boca Raton, Florida, 893p, 1996.
- KAMINSKI, J.; CERETTA, C.A.; SILVA, L. S.; SANTOS, D.R. Acidez e calagem em solos do Sul do Brasil: aspectos

- históricos e perspectivas futura. **Tópicos em Ciência do Solo**, v. 5, p. 307-322, 2007.
- KRAVCHENKO, A.N.; BULLOCK, D.G. Correlation of corn and soybean grain yield with topography and soil properties. **Agronomy Journal**, v. 92, n. 1, p. 75-83, 2000.
- LANE, P.N.J.; NOSKE, P.J.; SHERIDAN, G.J. Phosphorus enrichment from point to catchment scale following fire in eucalypt forests. **Catena**, v. 87, n. 1, p. 157-162, 2011.
- LANG, M.; LI, P.; YAN, X.Y. Runoff concentration and load of nitrogen and phosphorus from a residential area in an intensive agricultural watershed. **Science of the Total Environment**, v. 458-460, p. 238-245, 2013.
- 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.
- MITSCH, W.J.; GOSELINK, J.G. **Wetlands**, 3ª Ed. John Wiley & Sons, New York, 920p, 2000.
- MOORE, I.D.; GRAYSON, R.B.; LADSON, A.R. Digital terrain modeling: a review of hydrological, geomorphological and biological applications. **Hydrological Process** 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 of America Journal**, v. 57, n. 2, p. 443-452, 1993.
- 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.
- MULLA, D.J.; MCBRATNEY, A.B. Soil spatial variability. In: SUMNER, M.E. (Ed.), **Handbook of Soil Science**. CRC Press, Boca Raton, FL, USA, pp. A321-A352, 2000.
- NEEDELMAN, B.A.; GBUREK, W.J.; PETERSEN, G.W.; SHARPLEY, A.N.; KLEINMAN, P.J.A. Surface runoff along two agricultural hillslopes with contrasting soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 68, p. 914-923, 2004.
- NOVAIS, R.F.; SMITH, T.J. **Fósforo em solo e planta em condições tropicais**. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, 399p, 1999.
- NOVAIS, R.F.; ALVAREZ, V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L. Fertilidade do solo. Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007.
- PELLEGRINI, A.; SCHAEFER, G.L.; KOCHER, 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: VIII Reunião Sul-Brasileira de Ciência do Solo, **Anais...** Santa Maria, 2010.
- QIN, C.Z.; ZHU, A.X.; PEI, T.; LI, B.L.; SCHOLTEN, T.; BEHRENS, T.; ZHOU, C.H. An approach to computing topographic wetness index based on maximum downslope gradient. **Precision Agriculture**, v. 12, n. 1, p. 32-43, 2011.
- RHEINHEIMER, D.S.; CASSOL, P.C.; KAMINSKI, J.; ANGHINONI, I. Fósforo orgânico do solo. In: SANTOS, G. A.; CAMARGO, F.A.O. (Ed.). **Fundamentos da Matéria Orgânica do Solo: Ecossistemas Tropicais & Subtropicais**. 2ª Ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008, pp. 139-157.
- RHEINHEIMER, D.S.; ANGHONONI, I. Distribuição do fósforo orgânico em sistemas de manejo do solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 36, n. 1, p. 151-160, 2001.
- ROSSATO, M. S. **Os climas do Rio Grande do Sul: variabilidade, tendências e tipologia**. 240f. Tese (Doutorado em Geografia) – Departamento de Geografia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2011.
- SANCHEZ, P.A.; LOGAN, T.J. **Myths and science about the chemistry and fertility of soils in the tropics**. Madison: ASA/SSSA, 1992, pp. 35-46.
- SARANGI, A.; MADRAMOOTOO, C.A.; ENRIGHT, P.; CHANDRASEKHARAN, H. Prediction of spatial variability of phosphorus over the St-Esprit Watershed. **Water Air Soil Pollution**, v. 168, n. 1, p. 267-288, 2005.
- SCHOUMANS, O.F.; GROENENDIJK, P. Modelling soil phosphorus and phosphorus levels from agricultural land in the Netherlands. **Journal of Environmental Quality**, v. 29, n. 1, p. 111-116, 2000.
- SHARPLEY, A.N.; BERGSTRÖM, L.; ARONSSON, H.; BECHMANN, M.; BOLSTER, C.H.; BÖRLING, K.; DJODJIC, F.; JARVIE, H.P.; SCHOUMANS, O.F.; STAMM, C. Future agriculture with minimized phosphorus losses to waters: research needs and direction. **Ambio**, v. 44, S. 2, p. 163-179, 2015.
- SHARPLEY, A.; JARVIE, H.P.; BUDA, A.; MAY, L.; SPEARS, B.; KLEINMAN, P. Phosphorus Legacy: Overcoming the Effects of Past Management Practices to Mitigate Future Water Quality Impairment. **Journal of Environmental Quality**, v. 42, n. 5, p. 1308-1326, 2014.
- SIMS, J.T.; SIMARD, R.R.; JOERN, B.C. Phosphorus loss in

agricultural drainage: historical perspective and current research.

Journal of Environmental Quality, v. 27, p. 277-293, 1998.

SMITH, R. V.; LENNOX, S. D.; BAILEY, J. S. Halting the upward trend in soluble phosphorus transported from a grassland catchment. **Journal of Environmental Quality**, v. 32, p. 2334-2340, 2003.

SMITH, V.H.; TILMAN, G.D.; NEKOLA, J.C. Eutrophication: Impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystem. **Environmental Pollution**, v. 100, n. 1-3, p. 179-196, 1999.

SOON, Y.K.; MALHI, S.S. Soil nitrogen dynamics as affected by landscape position and nitrogen fertilizer. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 85, n. 5, p. 579-587, 2005.

STEWART, J. W. B.; TIESSEN, H. Dynamics of soil organic phosphorus. **Biogeochemistry**, v. 4, p.41-60, 1987.

SYERS, J.K.; HARRIS, R.F.; ARMSTRONG, D.E. Phosphate chemistry in lake sediments. **Journal of Environmental Quality**, v. 2, n. 1, p. 1-14, 1971.

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

UMALI, B.P.; OLIVER, D.P.; FORRESTER, S.; CHITTLEBOROUGH, D.J.; HUTSON, J.L.; KOOKANA, R.S.; OSTENDORF, B. The effect of terrain and management on the spatial variability of soil properties in an apple orchard. **Catena**, v. 93, p. 38-48, 2012.

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.

WEBSTER, R.; OLIVER, M.A. **Geostatistics for Environmental Scientists**. JohnWiley and Sons Ltd, U.K. 2001, pp. 271.

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, n. 1, p. 167-176, 2000.

ZHANG, S.; HUFFMAN, T.; ZHANG, X.; LIU, W.; LIU, Z. Spatial distribution of soil nutrient at depth in black soil of Northeast China: a case study of soil available phosphorus and total phosphorus. **Journal of Soils and Sediments**, v. 14, n. 11, p. 1775-1789, 2014.

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, n. 2, p. 131-138, 2008.