

Perda de água e sedimentos em microbacias hidrográficas agrícolas cultivadas sob plantio direto

Aline Fachin Martini¹, Fabiano Daniel De Bona², Nerilde Favaretto³, Matheus Fonseca Durães⁴

¹Engenheira-agrônoma, mestra, doutoranda em Solos e Nutrição de Plantas, ESALQ/USP, Piracicaba, SP

²Engenheiro-agrônomo, pós-doutor, pesquisador, Embrapa Trigo, Passo Fundo, RS

³Engenheiro-agrônomo, pós-doutora, professora, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR

⁴Engenheiro-agrônomo, doutor, professor, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR

Introdução

O Sistema Plantio Direto (SPD) é uma prática conservacionista de manejo do solo que contribui para a mitigação da perda de água e de sedimentos (GASSMAN et al., 2006; DENARDIN et al., 2012; SHI et al., 2012). Contudo, é sabido que o manejo adotado em SPD amplamente utilizado pelos agricultores no Sul do Brasil, não está considerando na totalidade as práticas preconizadas pela agricultura conservacionista, como por exemplo, o controle do escoamento superficial (MERTEN et al., 2015), o qual compromete a qualidade dos recursos naturais (solo e água).

No Brasil, são escassos os estudos em escala de microbacia hidrográfica e propriedades rurais. Por isso, denota-se intensa demanda por trabalhos que contemplem essa escala a fim de gerar informações em situação real de ambiente agrícola para melhor planejamento de uso e manejo do solo no contexto do SPD. Nesse sentido, o presente estudo teve por objetivo avaliar a perda de água e de sedimentos de duas microbacias hidrográficas agrícolas com

distintos usos e manejos do solo no norte do Rio Grande do Sul, contribuindo para a recomendação de melhores práticas de manejo em sistemas conservacionistas.

Material e Métodos

O estudo foi realizado em duas microbacias hidrográficas localizadas na Região do Planalto Médio do Rio Grande do Sul, nos municípios de Sarandi e de Coxilha, sob clima Cfa, em solo do tipo Latossolo Vermelho Distrófico, e relevo ondulado, com formato convexo divergente, baixo potencial erosivo e predomínio de áreas de deposição de sedimentos.

Essas microbacias são de 1^a. ordem e possuem uso e manejo distintos. A microbacia de Sarandi, cuja área é de 13,3 ha, é destinada a produção de sementes comerciais de milho e soja no verão, e de cereais como trigo e aveia no inverno, sob plantio direto contínuo com terraceamento. Já a microbacia de Coxilha, de 19,1 ha, é destinada à produção de grãos de soja no verão e pastagem de aveia, com entrada de animais no inverno sob plantio direto integrado (Integração Lavoura-Pecuária), sem terraceamento. Ambas as microbacias possuem vegetação ciliar, contudo inadequada em área e/ou tipo de vegetação.

O monitoramento de altura de lâmina de água e levantamento de dados climáticos de aproximadamente 2 anos (15 de outubro de 2015 a 25 de outubro de 2017) foi obtido por meio de estações hidrossedimentológicas e meteorológicas compactas.

No canal de drenagem das microbacias foram construídos vertedouros de alvenaria do tipo triangular na microbacia de Sarandi e do tipo retangular na microbacia de Coxilha. Os quais auxiliaram para a obtenção dos dados de vazão em equações propostas por Baptista et al. (2003). A vazão da microbacia foi separada em escoamento superficial e escoamento subsuperficial através da metodologia de Barnes (1939), que se baseia no deslocamento da curva de recessão do hidrograma, ajustando-se perfeitamente a

uma equação de decaimento do tipo exponencial, conforme Maillet (1905).

Coletas de água foram realizadas nas nascentes das microbacias para avaliação da concentração de sedimentos durante o período compreendido entre os meses de outubro de 2016 a outubro de 2017. Para determinação de concentração de sedimentos, alíquotas em que fosse possível obter um residual de no mínimo 10 % foram secas em estufa a 105 °C e por pesagem determinada a concentração (APHA, 1995).

A perda de água anual foi determinada pela seguinte equação:

$$PA = \frac{\sum Q}{A}$$

Onde: PA = perda de água anual em $m^3 ha^{-1} ano^{-1}$; Q = vazão de água diária em $m^3 dia^{-1}$; e A = área da microbacia em hectares.

Já a perda anual de sedimentos foi determinada pela equação adaptada de Yang et al. (2007):

$$TP = \frac{\sum_{i=1}^n kCiD}{1000A}$$

Onde: TP : perda anual em $kg ha^{-1} ano^{-1}$; n : número de coletas; k : intervalo, em dias, entre uma coleta e outra; C_i : concentração de sedimentos em $mg L^{-1}$ de uma determinada amostra; D : descarga média líquida do intervalo entre uma coleta e outra, em $m^3 dia^{-1}$; 1000: é o fator de conversão; e A : área de contribuição da microbacia hidrográfica em hectares.

Os dados obtidos foram submetidos a análise descritiva.

Resultados e Discussão (inserir tabela ou gráfico com dados!!!)

Maiores valores de vazão e perda de água foram registrados na microbacia de Coxilha em comparação a microbacia de Sarandi. A perda média anual de água na microbacia de Coxilha foi maior que na microbacia de Sarandi em $4.190 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Durante o período avaliado (dois anos) obteve-se valores de perda de água de $29.428 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ na microbacia de Sarandi e $37.993 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ na de Coxilha, sendo 27.693 e $37.323 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de escoamento subsuperficial e 1.735 e $667 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de escoamento superficial, respectivamente.

Os maiores valores de perda de água na microbacia de Coxilha possivelmente se devem a ausência de terraceamento, uma vez que os terraços diminuem o comprimento da rampa e armazenam o excesso de água quando em nível ou conduzem o escoamento de forma controlada quando em desnível (GASSMAN et al., 2006; DENARDIN et al., 2012; SHI et al., 2012), atuando na manutenção da qualidade e disponibilidade hídrica (MAGALHÃES, 2013).

Contudo, analisando somente o escoamento superficial, pode-se perceber que os maiores valores foram observados na microbacia de Sarandi. Levando em consideração que essa microbacia é provida de terraceamento em nível, e que a área de contribuição responsável pela geração do escoamento superficial é a área localizada após o último terraço, e, portanto, uma área insignificante comparada a área total, acredita-se que a maior contribuição de escoamento superficial se deve a umidade antecedente no solo (LONDERO, 2015). Essa área, localizada após o último terraço apresenta condições topográficas que resultam em má drenagem (declividade de 0 a 3 %), e como a nascente é margeada por gramíneas espontâneas, o solo permanece úmido por um grande período de tempo, em alguns casos até saturado.

Além disso, a vegetação ciliar nesta microbacia está inadequada, e os valores de precipitação foram de 253 mm a mais do que na microbacia de Coxilha, o que potencializou a perda de água por escoamento superficial. Em estudo abordando a influência da vegetação nativa na retenção de água, sedimentos e nutrientes, Bortolozo et al. (2015) encontraram retenção de 66, 84 e > 80 %, respectivamente, em área com largura de vegetação de 30 m. Isso mostra que a presença de vegetação ciliar no entorno da rede de drenagem é de suma importância para mitigar a poluição de corpos hídricos, pois atua como filtro.

A perda de sedimentos é resultante da perda de água, e nessas microbacias em específico, a perda de sedimentos foi de 698 e 1.369 kg ha⁻¹ ano⁻¹ na microbacia de Sarandi e Coxilha, respectivamente.

Análogo a perda de água, os maiores valores de perda de sedimentos foram registrados na microbacia de Coxilha. Aliado a ausência de terraços e a insuficiente vegetação ciliar (área), no inverno essa microbacia foi cultivada com aveia ucraniana, sob pastejo de bovinos de corte, o que potencializa a erosão do solo, uma vez que o solo se encontra com menor cobertura e o pisoteio animal pode proporcionar a compactação do solo, reduzindo a infiltração da água e conseqüentemente o aumento do escoamento superficial (LANZANOVA et al., 2007).

Conclusões

O terraceamento, a presença de vegetação ciliar adequada e a boa cobertura vegetal, são extremamente importantes na contenção do escoamento superficial e na desconectividade do transporte de sedimentos para os corpos hídricos, reduzindo a perda de água e sedimentos em microbacias hidrográficas cultivadas sob plantio direto.

Referências

APHA – 1995. American Public Health Association. Standard methods for the examination of water and wastewater. 19 ed. Washington: American Public Health Association.

BAPTISTA, M.B., COELHO, M.M.L.P., CERILO, J.A., AND MASCARENHAS, F.C.B. (ORG.). 2003. Hidráulica Aplicada. 2 ed. Rev. Amp. Porto Alegre: ABRH, 621 p.

BARNES, B.S. 1939. The structure of discharge recession curves. Transactions of American Geophysical Union. Washington. 20: 721-725.

BORTOLOZO, F.R., FAVARETTO, N., DIECKOW, J., MORAES, A., VEZZANI, F.M., AND SILVA, E.D.B. 2015. Water, Sediment and Nutrient Retention in Native Vegetative Filter Strips of Southern Brazil. International Journal of Plant & Soil Science. 4: 426-436.

DENARDIN, J.E., KOCHHANN, R.A., FAGANELLO, A., SANTI, A., DENARDIN, N.D., AND WIETHÖLTER, S. 2012. Diretrizes do sistema plantio direto no contexto da agricultura conservacionista. 1a ed. Passo Fundo: Embrapa. (Boletim técnico, 141).

GASSMAN, P.W., OSEI, E., SALEH, A., RODECAP, J., NORVELL, S., AND WILLIAMS, J. 2006. Alternative practices for sediment and nutrient loss control on livestock farms in northeast Iowa. Agriculture, Ecosystems and Environment. 117: 135-144.

LANZANOVA, M.E., NICOLOSO, R.S., LOVATO, T., ELTZ, F.L.F., AMADO, T.J.C., AND REINERT, D.J. 2007. Atributos físicos do solo em sistema de integração lavoura-pecuária sob plantio direto. Revista Brasileira de Ciência do Solo. 31: 1131-1140.

LONDERO, A.L. 2015. Perdas de água e sedimento de bacias pareadas de ordem zero sob plantio direto com e sem terraço. Universidade Federal de Santa Maria, 156 p. (Dissertação de mestrado).

MAGALHÃES, G.M.F. 2013. Análise da eficiência de terraços de retenção em sub-bacias hidrográficas do Rio São Francisco. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental. 17: 1109-1115.

MERTEN, G.H., ARAÚJO, A.G., BISCAIA, R.C.M., BARBOSA, G.M.C., AND CONTE, O. 2015. No-till surface runoff and soil losses in southern Brazil. Soil & Tillage Research. 152: 85-93.

SHI, Z.H., AI, L., FANG, N.F., AND ZHU, H.D. 2012. Modeling the impacts of integrated small watershed management on soil erosion and sediment delivery: A

case study in the Three Gorges Area, China. *Journal of Hydrology*. 438-439: 156-167.

YANG, J., ZHANG, G., AND ZHAO, Y. 2007. Land use impact on nitrogen discharge by stream: a case study in subtropical hilly region of China. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 77: 29-38.