

Comportamento do Arraste Superficial de Fósforo Reativo por Enxurrada sob Diferentes Coberturas Vegetais na Cultura da Maçã em Regime de Chuvas Simuladas

Luciano Gebler

Embrapa Uva e Vinho
lugebler@cnpuv.embrapa.br.

Ildegardis Bertol

Departamento de Solos da UFSC
a2ib@cav.udesc.br

Ederson Gobbi

COOPLANTIO, Vacaria, RS
edermt2003@yahoo.com.br

José Antônio Saldanha Louzada

Instituto de Pesquisas Hidráulicas – UFRGS
louzada@iph.ufrgs.br

Recebido: 24/06/10 - revisado: 26/10/10 - aceito: 22/11/11

RESUMO

O fósforo é um elemento químico considerado chave para a qualidade das águas superficiais. Uma de suas principais ações de degradação é como gatilho desencadeador das florações algais, bastando uma pequena concentração deste elemento para sua ocorrência, sob determinadas condições. Uma das principais fontes de fósforo nas pequenas bacias rurais é o fósforo antrópico, como o originado da agricultura. Este fósforo pode chegar de várias formas ao corpo d'água, porém, uma das formas pouco estudadas no Brasil é o fósforo reativo dissolvido. Nesta forma o elemento químico pode percorrer distâncias muito maiores do que o fósforo particulado, pois está dissolvido na água do escoamento superficial, não sendo depositado ao longo do caminho. Este trabalho busca comparar o arraste de fósforo reativo dissolvido para distintas formas de manejo em pomares de maçã, cultura que necessita grande quantidade de fósforo em seu cultivo, cuja análise pode servir para reduzir o risco da degradação dos recursos hídricos das pequenas bacias rurais, que por sua vez, são as principais fontes de abastecimento das pequenas cidades. Além disso, avaliou-se um sistema em situação considerada crítica, simulando-se uma intensa precipitação sobre a área de teste. Observou-se que a principal fonte de fósforo nestes casos é a forma de sal químico, através dos adubos fosfatados solúveis. Com exceção do tratamento envolvendo revolvimento de solo e cobertura verde, as formas de manejo que não envolviam manejo de solo com barreiras físicas, apresentaram pouco efeito na contenção do transporte de fosfato reativo dissolvido. Além disso, verificou-se que há sazonalidade, tanto pontual como ao longo da estação de cultivo, no risco apresentado, sendo que no terço inicial das primeiras chuvas após à fertilização dos pomares, o risco de arraste de fósforo na enxurrada é mais elevado em relação a períodos chuvosos mais distantes da época de fertilização, podendo-se passar a avaliar o risco à bacia de formas sazonais e não anual.

Palavras-chave: Pequenas bacias rurais; Gestão do ambiente agrícola; Contaminantes de origem agrícola.

INTRODUÇÃO

Os nutrientes nitrogênio e fósforo, presentes nos fluxos decorrentes de enxurradas ocorridas sobre solos agrícolas, são, reconhecidamente, as

principais fontes não pontuais de contaminação de recursos hídricos (Pote *et al.*, 1996; Hart & Quin, 2003; Bertol *et al.*, 2004a). Os principais riscos envolvem a eutrofização de corpos d'água superficiais com conseqüente diminuição da qualidade da água (Daniel *et al.*, 1994; McIsaac *et al.*, 1995; Oliveira *et al.*, 2010), danos econômicos (Colacicco *et al.*,

1989), ou à saúde humana (Avalos *et al.*, 2009). Ao mesmo tempo, a legislação brasileira não reconhece o elemento fósforo como um possível contaminante de solo (CONAMA, 2009), reforçando a percepção do produtor rural de que a adubação aplicada ao solo, quando orientada a este elemento, só deve obedecer a critérios produtivos e econômicos, desconsiderando as questões ambientais.

Diferente do nitrogênio, que pode ser metabolizado diretamente da atmosfera por algumas espécies de algas azuis e bactérias, o fósforo é considerado o elemento chave desencadeador dos fenômenos de eutrofização, pois, normalmente apresenta teores limitantes para o desenvolvimento da biota nos corpos d'água (Hart *et al.*, 2004). Na água, os limites para que os processos vinculados à eutrofização sejam desencadeados situam-se entre 0,001 e 0,3 mg L⁻¹, valores considerados baixos em relação à concentração de fósforo encontrada na porção de solo agrícola perdido por evento de erosão (Barbosa *et al.*, 2009).

Assim, em situações nas quais a concentração do fósforo em corpos d'água de alto tempo de retenção estiver baixa, uma enxurrada com alta concentração de fósforo de origem agrícola diluída em seu interior, pode ser suficiente para causar um evento de eutrofização. Segundo Sharpley (1995), em alguns casos, até 90% das perdas anuais de água, solo e fósforo por enxurradas, em uma região, pode ocorrer em uma ou duas chuvas somente.

Da mesma forma, em trabalho recente promovido pela indústria de fertilizantes brasileira, chegou-se a conclusão que em média, somente 54% do fosfato aplicado como fertilizante químico era aproveitado pelas plantas, enquanto que os 46% restantes era perdido para o ambiente (Cunha *et al.*, 2010).

Deste montante não foi levado em conta todo o restante de fontes fosfatadas, como os adubos orgânicos ou ainda o manejo de solo através da adubação verde, que permite a biodisponibilização na superfície do fósforo que se encontra em profundidade no perfil do solo.

Isto é importante uma vez que, para culturas anuais como milho ou soja, a exigência de nutriente agrícola pode variar entre 25 a 45 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de P, enquanto que para haver a eutrofização acelerada de rios e lagos, basta volumes disponíveis variando entre 1 a 2 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de P (Hansen *et al.*, 2002).

Nos trabalhos de Leite *et al.* (2004) e de Barbosa *et al.* (2009), trabalhando-se com parcelas adubadas e não adubadas, após a implantação da cultura e da disposição inicial do adubo, a concentração de fósforo na água somente decresce ao lon-

go de uma série de chuvas simuladas, sendo que a principal fonte de fósforo é proveniente da adubação das culturas.

Logo, o fluxo erosivo é considerado importante pelo volume de sedimento e fertilizantes carregados até o corpo d'água, entretanto Pote *et al.* (1999) e Sharpley *et al.* (1994), baseados em dados obtidos de trabalho de campo, determinaram que as trocas de fósforo com fluxos superficiais ocorrem envolvendo uma camada de até 2,5 centímetros de solo, independentemente da concentração de fósforo no restante do perfil.

Baker (1981) também aponta a importante correlação que a camada superficial do solo tem com o fluxo da enxurrada, afirmando que os principais processos de troca química ocorrem dentro de uma faixa de um centímetro de solo e meio centímetro de fluxos de água em média. Já Hansen (2002), sugere que esta profundidade pode variar de um a cinco centímetros de profundidade.

Isto demonstra haver uma relação concreta entre a enxurrada e as diversas formas de fósforo que podem ser encontradas no solo. Portanto, o transporte do fósforo e sua disponibilidade são afetados pela maneira de aplicar o fertilizante agrícola sobre uma cultura, além do tipo do mesmo e o manejo da superfície do solo neste local.

A maior quantidade de fósforo carregado pela erosão hídrica está presente nos sedimentos (na forma orgânica), arrastado ou em suspensão (Gérard-Merchant *et al.*, 2005; Barbosa *et al.*, 2009), que, dependendo do volume de água na enxurrada e sua velocidade, rapidamente se deposita no solo ao longo de um declive mais longo ou irregular, reduzindo o risco de causar grande impacto na bacia (McIsaac *et al.*, 1995).

Isto é considerado como problema, quando se busca prever o comportamento do fósforo potencialmente poluidor e ele não responde uniformemente às condições de transporte (Kroes *et al.*, 2008), inclusive para modelos de arraste de sedimentos mais comuns e de custo reduzido, como os semi-empíricos USLE, MUSLE, RUSLE1, dentre outros (Pruski *et al.*, 2004), devendo-se partir para modelos mais complexos em busca de melhores respostas, encarecendo ou mesmo impossibilitando a coleta de variáveis ponto a ponto.

Mesmo assim, se o fósforo na forma ligada ao sedimento atinge o corpo d'água, há a possibilidade dele ser depositado no leito, reagindo com a água lentamente ao longo do tempo (Silva & Toledo, 1997, Souza *et al.*, 2007), ao invés de causar uma liberação explosiva do elemento.

Outro fator interferente é a falta de definição da espécie de fósforo e a metodologia padrão, conforme a resolução 357/05 (Conama, 2005), pode levar à possibilidade de se utilizar como padrão uma forma química que apresente riscos menores que os reais, ou uma metodologia de baixa representatividade.

O fósforo pode ser encontrado de diversas formas no solo, variando segundo a matriz (composição da rocha) do solo ou aspectos químicos, como pH, íons presentes, dentre outros. Entretanto, as formas de maior interesse às ciências ambientais são as formas que reagem de maneira mais rápida com a água, não estando imobilizadas, ligadas à matriz do solo ou na forma de quelatos, denominadas de reativas.

Em solos agrícolas, nos quais o pH usualmente varia entre 5,0 e 7,0, as principais formas fosfatadas são o H_2PO_4^- e o HPO_4^{2-} , que, ao ionizarem em presença da água, resultam no íon PO_4^{3-} (Tibau, 1983; Pavan & Miyazawa, 1996; Novais, 1999).

Assim, ao se mudar o foco da agricultura para as ciências ambientais, estas formas iônicas de P no solo agrícola, se tornam o fósforo reativo total (FRT), que acaba sendo a forma química do elemento carregada em maior quantidade pela erosão hídrica, composta pela soma do fósforo reativo suspenso (FRS) e do fósforo reativo dissolvido (FRD). O FRS está ligado aos sedimentos, enquanto que o FRD fica dissolvido na água (Gérard-Marchant *et al.*, 2005; Barbosa *et al.*, 2009). Com a deposição dos sedimentos, passa a haver predominância do fósforo reativo dissolvido no FRT, que pode ser carregado por distâncias maiores, em concentração suficiente para disparar processos degradativos nos recursos hídricos (Shigaki *et al.* 2007).

Coletti *et al.* (2010) demonstraram haver estreita relação entre fósforo reativo total, condutividade elétrica e o sólido suspenso, sendo melhor a correlação entre o fósforo reativo e condutividade elétrica, sugerindo a participação da parcela dissolvida do elemento em detrimento dos sólidos em suspensão. Esta melhor correlação com a forma ionizada e não aderida ao sedimento demonstra que o fósforo reativo dissolvido deveria ser o elemento padrão na análise de riscos da bacia, apoiado pelos demais indicadores baseados em fósforo em vez das decisões serem baseadas na análise do fósforo total, que acaba por considerar muito do fósforo ligado aos sedimentos como fósforo disponível, o que nem sempre ocorre (Shigaki, 2007).

Assim, o fósforo reativo, na forma dissolvida, permanece difuso no fluxo da enxurrada por dis-

tâncias maiores, como por exemplo, ao longo de toda a encosta da bacia. Apesar de apresentar concentração inferior àquela encontrada nos sedimentos em suspensão, o fósforo reativo difuso ou dissolvido pode disparar sozinho o processo degradativo em corpos d'água, desde que haja um transporte significativo do elemento acarretando aumento da concentração de P final no receptor. Isto se dá, pela pronta disponibilização do fósforo na forma iônica dissolvido em água, representando maior risco de impacto ambiental na bacia (Daniel *et al.*, 1994; Gérard-Merchand *et al.*, 2005).

Esta fonte de risco vem aumentando com a expansão de sistemas de manejo do solo como a semeadura direta, plantio na palha e outros sistemas conservacionistas baseados somente em cobertura vegetal (Bertol *et al.*, 2010). Nesses sistemas, a concentração de fósforo vinculada aos sedimentos deixa de ser a fonte mais importante de contaminante, devido aos efeitos de amortecedor da gota da chuva, redutor da velocidade do fluxo e de filtragem direta que a palhada tem sobre as partículas. No entanto, com o aumento na participação do fósforo reativo na água da enxurrada e sua maior disponibilização pela degradação da matéria orgânica na superfície do solo, cria-se condições de maiores riscos por esta forma de contaminação (Barbosa *et al.*, 2009).

Mesmo no caso de áreas com cultura perene, como a cultura da macieira, na qual o revolvimento total de solo não é tecnicamente recomendado após o pomar estar implantado, o efeito da cobertura pode estar provocando o mesmo fenômeno, sem ter ainda havido a comprovação científica. Por outro lado, o maior efeito de retenção física, provocado pela estabilidade da área ao longo do tempo pode estar proporcionando as barreiras físicas necessárias para a retenção do fósforo reativo através do favorecimento da infiltração no solo, reduzindo o risco direto aos mananciais superficiais (Leite *et al.*, 2004).

Pela dificuldade da retenção ou retirada deste fósforo dissolvido, Whitters *et al.*, (2001) e Havlin, (2004) concordam que a ação preventiva é a forma mais eficaz de reduzir o risco de um possível dano ambiental, seja agindo na redução das fontes em áreas sensíveis nas bacias, seja através do manejo integrado das áreas agrícolas (Lopes, 2007).

Para isto é necessário reavaliar as recomendações atuais de quantificação de fósforo nas bacias hidrográficas, levando em consideração as possibilidades apresentadas pelo gerenciamento do solo da bacia em casos de introdução de novos empreendimentos com potencial poluidor. No Rio Grande do Sul, por exemplo, com a exigência do uso da equa-

ção de cargas poluidoras para análise de novos empreendimentos em bacias hidrográficas por parte dos órgãos ambientais (Brusa *et al.*, 1997), se permitiria aos interessados proporem alternativas de gerenciamento de solo específicas à bacia, prática que passaria a desempenhar papel preponderante na negociação ambiental entre as partes envolvidas.

O objetivo deste trabalho foi verificar o comportamento da disponibilização e o arraste do fósforo reativo de fonte antrópica sob diferentes tipos manejo de cobertura de solo em pomar de macieiras, visando maior segurança das pequenas bacias hidrográficas predominantemente agrícolas.

METODOLOGIA

Foram realizados testes de campo com simulador de chuva durante o período de dezembro de 2007 a fevereiro de 2008, em um total de três chuvas simuladas, executadas na Estação Experimental de Fruticultura Temperada da Embrapa Uva e Vinho (EEFT/CNPUV), latitude 28°30'49" Sul e longitude 50°52'58" Oeste, na altitude de 986 m, em região de clima considerado Subtropical Úmido e de altitude, classificado por Köppen como Cfb (Peel *et al.*, 2007) e chuvas médias anuais de 1400 mm (Instituto de Pesquisas Agrônomicas, 1989).

Os trabalhos foram executados sobre uma área de Latossolo Bruno aluminoferrico típico, comum na região de Vacaria-RS (Embrapa, 2006), que foi subdividida em 10 parcelas teste de mesma área, com cinco diferentes formas de manejo de cobertura de solo distribuídas ao acaso: cobertura de árvores e solo capinado na entrelinha das árvores (A); cobertura de árvores e solo coberto com cultivo de gramíneas - aveia (B); cobertura de árvores e solo coberto com palha de aveia dessecada (C); cobertura de árvores e solo descoberto (D) campo nativo (sem cobertura de árvores) (E) (Gobbi, 2009).

Em uma das duas parcelas de cada um dos cinco sistemas de cobertura foi aplicado, uma única vez, antes do início do trabalho de pesquisa, espalhado aleatoriamente manualmente sobre a superfície e sem promover a mistura com solo, 168 kg ha⁻¹ de fosfato comercial contendo 46% de fósforo, as quais são identificadas com a letra P após a letra representativa do tratamento, conforme preconizado para a cultura da macieira (Rolas, 2004). Nas parcelas restantes de cada sistema de cobertura, identificadas com a letra O após a letra representativa do tratamento, o trabalho foi conduzido sem o

aporte de fertilizante fosfatado, a fim de estabelecer as diferenças ao longo do tempo, com e sem aporte de adubação.

Buscou-se, portanto, simular o evento mais indesejado ambientalmente na parcela DP, ou seja, a ocorrência de uma chuva de alta intensidade logo após a aplicação do fertilizante mineral solúvel, estando ele exposto sobre o solo revolvido sem cobertura, o que provocaria o máximo de arraste de fósforo sob todos os aspectos e formas químicas. Em contrapartida, representando a situação ambiental mais desejável, foi considerada a parcela EO, com plena cobertura natural, solo que não sofreu processo de desagregação física e nem a adição de fósforo mineral solúvel, tornando desprezível a atuação antrópica sobre o local, aproximando-se ao máximo de uma condição natural intocada.

Assim, a formatação final do experimento resultou em 10 tratamentos individualizados, com três repetições distribuídas ao longo do tempo, uma para cada evento de simulação de chuva, durante o período vegetativo da cultura.

Cada parcela teste apresentava uma área de 38,50 m², delimitadas por placas galvanizadas com as dimensões de 30 cm de altura (cravadas em torno de 10 cm no solo), 11,00 m lineares no comprimento do declive e 3,50 m lineares na largura da parcela. Na parte inferior foi instalada uma estrutura coletora na forma de funil, que reunia toda a água de escoamento superficial em um único ponto, sendo conduzido por um cano de 75 mm de diâmetro e 6,00 m de comprimento até o ponto de coleta. Entre as parcelas foi mantido um espaçamento de 3,5 metros para posicionamento do simulador de chuvas (Figura 1).

O simulador de chuvas modelo Swanson (Swanson, 1975), apresenta 10 braços rotatórios com aspersores de chuva VEEJET 80100 (15 para o experimento em questão), e distribuição helicoidal numa espiral concêntrica, com um diâmetro de 15 metros cobrindo uma área de 176,71 m² por chuva simulada. Em cada simulação, o aparelho foi ajustado para liberar 64 mm h⁻¹ de precipitação de água, proveniente de açude, a qual foi testada quimicamente para determinar a contribuição de fósforo da fonte (Figura 1).

Esta precipitação é condizente com a intensidade máxima de chuvas em uma hora para um período de retorno de 15 anos nas regiões de Lages e Campos Novos (SC), e com grande semelhança para a região de Vacaria (RS) (Cardoso *et al.*, 1998). No intervalo entre as simulações, não foram registradas chuvas consideradas erosivas para a região

(acima dos 20 mm h⁻¹), sendo desprezados seus efeitos ao experimento no intervalo das coletas.



Figura 1 - Instalação das parcelas teste e do simulador de chuva

As amostras de água e os sedimentos arrastados pela enxurrada foram coletados em frascos plásticos de boca larga, com volume de 700 mL, iniciando sua coleta no momento em que iniciava a enxurrada na saída dos canos de coleta, considerando aí o tempo zero do experimento (T₀), coletando-se a cada 10 minutos até haver a estabilização do escoamento da enxurrada, limitando o tempo máximo de chuva em 60 minutos.

Após os trabalhos de campo, as amostras foram encaminhadas ao laboratório e armazenadas sob refrigeração a 4,0° C até a execução das análises químicas para o fósforo reativo total (FRT), num período variando entre dois e sete dias após as coletas, utilizando-se o método do ácido ascórbico, conforme Phosphorous (1998)

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados sugerem que o fósforo reativo depende de duas fontes principais: o fósforo natural presente no solo e o elemento acidificado, aplicado na forma de fertilizante.

O fósforo reativo de origem natural, avaliado pelas parcelas sem a aplicação do adubo fosfatado, inclui o produto da degradação das rochas matrizes, e aquele resultante da degradação da matéria orgânica. Nas parcelas com aporte de fertilizante, os resultados indicam que a principal fração de fósforo

reativo presente na enxurrada produzida pela chuva simulada é representada pela contribuição da adubação, sendo que, provavelmente, a maior parte esteja na forma de fosfato (PO₄⁻). Esta diferença de aporte pode ser acompanhada na Tabela 1, na qual as colunas que apresentam a letra P são as áreas experimentais com presença do fertilizante, enquanto que aquelas apresentando a letra O não foram fertilizadas.

Escolheu-se representar a concentração do P no lugar da massa, mesmo existindo a possibilidade de seu cálculo através dos hidrogramas das parcelas do trabalho de Gobbi et al. (2011), uma vez que os corpos d'água receptores da enxurrada também estarão recebendo aporte de água em conjunto com o fósforo, necessitando de cálculos de diluição na mesma medida.

Ainda em relação ao comportamento das coberturas de solo, o tratamento que apresentou o maior arraste médio de fósforo reativo total durante o experimento foi o EP (Solo sem cobertura de árvores e campo nativo com aporte de fertilizante). Os teores médios no terço inicial da chuva chegaram a atingir valores 50% maiores que os valores apresentados pelo segundo e terceiro tratamento de maior arraste. Posicionando os tratamentos em ordem decrescente com base no teor médio máximo de arraste superficial de FRT, fica expressa a seguinte ordem de resposta: EP>DP>AP>CP>BP>BO>CO>AO>EO>DO.

O comportamento do fósforo reativo foi similar ao longo do tempo, tanto nas parcelas com aplicação do adubo fosfatado solúvel, como naquelas sem o aporte de fertilizante, sempre apresentando concentrações decrescentes. No caso das parcelas com adubo solúvel, o terço inicial de cada chuva era responsável pela diluição e lavagem da maior parte do fósforo disponível, produzindo curvas potenciais ou exponenciais decrescentes, uma vez que o aporte de adubo solúvel representa um fornecimento de fósforo prontamente disponível para troca com a solução do solo, já nos momentos iniciais da enxurrada, mas que vai se esgotando com o passar do tempo.

Por outro lado, os tratamentos sem aporte de adubo apresentaram uma curva tendendo à linearidade, uma vez que a liberação do fósforo natural da matriz do solo ocorre lentamente em relação aos adubos, porém, a ação da enxurrada sobre o fósforo disponível é indiferente, extraindo o máximo de fósforo da solução do solo, transferindo-o para a água da enxurrada, através da difusão química, porém não há grande diferença de volume disponível de fósforo entre o início e o fim da enxurrada.

Tabela 1 - Teor médio de fósforo reativo total (FRT) em mg L⁻¹ para diferentes sistemas de manejo de cobertura de solo em Latossolo Bruno distrófico típico na região de Vacaria – RS

Tempo (min)	Teor médio nos tratamentos mg L ⁻¹									
	AP	AO	BP	BO	CP	CO	DP	DO	EP	EO
0	10,768	0,072	2,166	0,178	8,880	0,080	10,978	0,051	15,64	0,059
10	4,770	0,062	2,090	0,175	3,706	0,071	4,760	0,044	1,388	0,051
20	2,899	0,057	1,589	0,166	1,164	0,061	1,606	0,034	0,454	0,043
30	2,291	0,047	1,259	0,156	1,025	0,048	0,588	0,031	0,070	0,032
40	1,904	0,039	1,032	0,132	0,654	0,036	0,244	0,021	0,045	0,019

Apesar disso, no tratamento BP, o arraste inicial de FRT foi menos intenso que os demais, apresentando comportamento quase linear. Gobbi *et al.* (2011) determinaram que nesta condição, também houve baixo arraste inicial de sedimentos, creditando ao sistema de plantio das gramíneas (aveia), a responsabilidade pela retenção do solo, o impedimento do impacto direto da gota da chuva, que destruiria os agregados do solo, e à maior infiltração da água na parcela, devido ao revolvimento e manejo do solo para o plantio da aveia, conforme também sugerido por Leite *et al.* (2004).

O atraso do arraste das partículas pode ter permitido que o fósforo reativo apresentasse maior infiltração no solo, ligando-se aos sítios de troca dos agregados e da matéria orgânica (Whiters *et al.*, 2001). Por outro lado, o fósforo ligado que foi arrastado como sedimento, apesar de em maior quantidade, apresenta risco menor de desencadear uma súbita explosão algal em um corpo hídrico superficial, pela lenta liberação do elemento do sedimento de fundo ao longo do tempo (Silva & Toledo, 1997).

O mesmo não ocorreu na parcela de aveia dessecada (CP), na qual apesar de ter havido o mesmo manejo de solo, houve problemas com a germinação e implantação das plantas, deixando a palhada com muitas falhas, permitindo a ação desagregadora das gotas de água da chuva.

Outro fato importante aconteceu na parcela de solo coberto com campo nativo (EP), na qual praticamente todo o fosfato solúvel do fertilizante foi arrastado nos primeiros 10 minutos de enxurrada. Neste caso, considerou-se que houve arraste desprezível de sedimento, uma vez que não houve desagregação das partículas de solo da superfície, devido à intensa cobertura de palhada e plantas verdes, impedindo, na maioria das vezes, o grânulo de adubo solúvel chegar ao solo. Assim, praticamente todo o fósforo aplicado foi solubilizado e conver-

tido em fósforo reativo dissolvido, e, além da provável saturação inicial dos sítios de troca já ser alta, pela presença de húmus e matéria orgânica mineralizada, não houve desagregação e exposição de novos sítios, com a proteção proporcionada pela densa cobertura do campo nativo, mantendo alta a concentração de FRT.

Nas demais parcelas que receberam fertilização, o comportamento foi similar entre si, ou seja, alta concentração de FRT no terço inicial da enxurrada e estabilizando perto do final da chuva. Mesmo assim, os teores finais variaram entre 10 e 100 vezes maiores que os teores apresentados pelas parcelas com mesmo tratamento de cobertura, mas sem adição de fertilizante. Em termos de valores absolutos, os resultados dos tratamentos AP e DP, nos quais havia intensa movimentação de solo deixando-o descoberto, apresentaram os piores resultados ao longo do experimento.

Nas áreas sem aporte de fósforo o arraste ocorreu de maneira constante e o decréscimo do FRT apresentou de modo geral um comportamento linear decrescente ao longo do tempo. Isto indica que o arraste continua sendo altamente dependente dos teores iniciais de fósforo, que neste caso eram considerados baixos para práticas agrônômicas segundo a tabela da Rolas (2004), mas que podem vir a ser obter outra consideração para análises ambientais. Mesmo os tratamentos com intensa movimentação de solo (AO e DO), não causaram grande diferença em valores absolutos daqueles de cunho conservacionista, principalmente devido à dificuldade de liberação do fósforo da matriz do solo para a água do solo (solução do solo), pela lentidão do processo de difusão.

Por fim, apesar de ter havido o maior carregamento superficial de fósforo reativo após a aplicação da adubação fosfatada nas culturas, o comportamento do FRT nas parcelas sem fertilizantes de

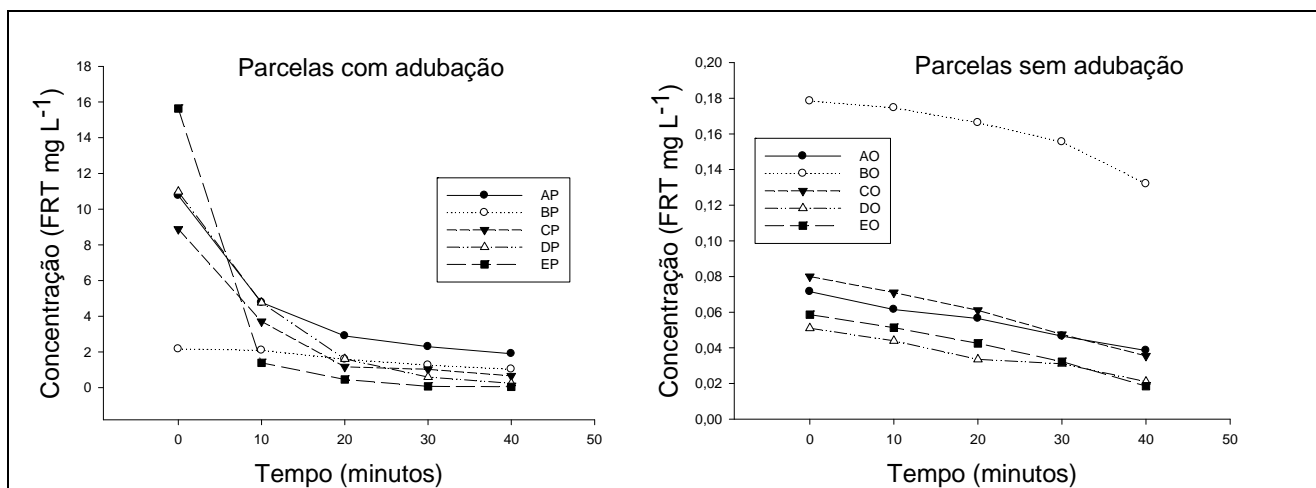


Figura 2 - Comportamento das médias máximas de fósforo reativo total dos tratamentos de cobertura e arraste superficial de fósforo em $\text{mg L}^{-1} \text{min}^{-1}$

monstra que o risco aos recursos hídricos existe, pois mesmo presente no solo em teores considerados baixos, suas concentrações na água de enxurrada atingiram valores médios na faixa considerada suficiente para desencadear o desenvolvimento de algas em corpos d'água (entre $0,001$ e $0,3 \text{ mg L}^{-1}$), sendo que o elemento fósforo nesta forma pode ser transportado por distâncias muito maiores do que o fósforo agregado ao sedimento (Daniel *et al.*, 1994).

A comparação do comportamento do FRT em todos os tratamentos pode ser analisado na Figura 2.

O comportamento do fósforo reativo total corrobora o que foi afirmado por McIsaac *et al.* (1995), que somente as práticas de manejo vegetativo podem ser insuficientes para evitar a floração algal em pequenas bacias predominantemente rurais. Este resultado deve ser avaliado também pelo intenso crescimento das áreas que utilizam técnicas de manejo agrícola que dispensam as barreiras físicas como forma de contenção da erosão, como por exemplo, o plantio direto ou na palha.

Além da distribuição temporal durante cada chuva, a redução da concentração também ocorreu de um experimento para o seguinte. Neste caso, os valores máximos de fósforo ocorreram na primeira coleta, decrescendo exponencialmente nas demais. Como exemplos são apresentados os dados representando a melhor e a pior situação ambiental, sendo apresentados na Tabela 2.

Portanto, os resultados apontam que existem momentos ao longo do ano nos quais o risco é maior, sempre vinculado às épocas de adubação do pomar, conforme apontado para outras culturas por Bertol *et al.* (2004b).

Tabela 2 - Teor médio de fósforo reativo total (FRT) em mg L^{-1} para duas diferentes épocas de chuva simulada na melhor e na pior situação ambiental

Tempo (min)	Teor fósforo reativo mgL^{-1} em dois tratamentos em duas diferentes épocas vegetativas no pomar				
	Coleta 1	DP	DO	EP	EO
0	10,978	0,051	15,64	0,059	
10	4,76	0,044	1,388	0,051	
20	1,606	0,034	0,454	0,043	
30	0,588	0,031	0,07	0,032	
40	0,244	0,021	0,045	0,019	
Coleta 3	DP	DO	EP	EO	
0	0,1857	0,0197	0,056	0,1011	
10	0,1162	0,0417	0,0477	0,0916	
20	0,1316	0,0603	0,0649	0,1091	
30	0,1418	0,0562	0,0354	0,1229	

Estes riscos sazonais devem ser vistos como novos fatores para base da avaliação do risco ambiental na bacia, ao contrário da metodologia atual, que considera as cargas anualmente. Estas novas

formas de se trabalhar o manejo do solo e das culturas podem aumentar a segurança do recurso hídrico, servindo como ações de mitigação em regiões onde há maior risco.

CONCLUSÃO

A concentração de fósforo reativo decresce tanto ao longo do tempo de um evento de chuva, como também à medida que passa o tempo após a adubação fosfatada da cultura.

Os momentos de maior risco envolvem a época de aplicação da adubação no pomar, variando seu grau em relação ao manejo dado ao fertilizante.

O revolvimento do solo com plantio de gramíneas na entrelinha do pomar pode proporcionar maior segurança ambiental no manejo do fósforo reativo em pomares de maçã, em áreas de Latossolo Bruno, dependendo dos teores iniciais do fósforo no solo.

REFERÊNCIAS

- AVALOS, J. M. M.; FOUZ, P. S.; VÁZQUEZ, E. V.; GONZÁLEZ, A. P.; BERTOL, I. *Crop residue effects on organic carbon, nitrogen and phosphorus concentrations and loads in runoff water*. Communications in Soil Science and Plant Analysis. N. 40; v. 1. p. 200 – 213. 2009.
- BAKER, J. L. *Agricultural areas as nonpoint sources of pollution*. In: OVERCASH, M. R.; DAVISON, J. M. Environmental impact of nonpoint source pollution. Michigan: Ann Arbor Science Publishers INC, 1981.
- BARBOSA, F. T.; BERTOL, I.; LUCIANO, R. V.; GONZALES, A. P. *Phosphorus losses in water and sediments in runoff of the water erosion in oat and vetch crops seed in contour and downhill*. Soil and Tillage Research, n. 106. p. 22 – 28. 2009.
- BERTOL, I.; GUADAGNIN, J. C.; CASSOL, P. C.; AMARAL, A. J.; BARBOSA, F. T. *Perdas de fósforo e potássio por erosão hídrica em um inceptissol sob chuva natural*. Revista Brasileira de Ciência do Solo, n. 28. 2004a. p. 485-494.
- BERTOL, I.; LEITE, D.; GUADAGNIN, J. C.; RITTER, S. R. *Erosão hídrica em um nitossolo háplico submetido a diferentes sistemas de manejo sob chuva simulada. II – perdas de nutrientes e carbono orgânico*. Revista Brasileira de Ciências do Solo. n.28. 2004b. p.1045 – 1054.
- BERTOL, J.O. RIZZI, N.E.; FAVARETTO, N. & LANA, M.C. *Phosphorus loss by surface runoff in no-till system under mineral and organic fertilization*. Sci Agric., 67: 71-77, 2010.
- BRUSA, A. B. S. D. ; LUCA, S. J.; PRATES, S. H. . *Estudo Comparativo de cargas poluidoras na Bacia do Rio Cai/RS*. In: Simpósio Internacional Brasil/Alemanha de Gerenciamento Ambiental, Tecnologias Compatíveis e Biodiversidade, 1997, Caxias do Sul - RS. Simpósio Internacional Brasil/Alemanha de Gerenciamento Ambiental, Tecnologias Compatíveis e Biodiversidade, 1997.
- CARDOSO, C. O.; ULMANN, M. N. BERTOL, I. *Análise de chuvas intensas a partir da desagregação das chuvas diárias de Lages e Campos Novos (SC)*. Revista Brasileira de Ciência do Solo. n. 22. P. 131-140. 1998.
- COLACICCO, D.; OSBORN, T.; ALT, K. *Economic damages from soil erosion*. Journal of Soil and Water Conservation, n. 44; v.1. p. 35-39. 1989.
- COLETTI, C.; TESTEZLAF, R.; RIBEIRO, T. A. P.; de SOUZA, R. T. G.; PEREIRA, D. A. *Water quality index using multivariate factorial analysis*. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 14, n. 5, p. 517-22, 2010.
- CONAMA. Resolução n. 357 de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, Brasília, p. 58-63, 18 de mar. 2005, Seção 1.
- CONAMA. Resolução n 420, de 28 de dezembro de 2009. *Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas*. Publicado no Diário Oficial da União em 30 de dezembro de 2009, n.249, seção 2, p. 81-84.
- CUNHA, J. F.; CASARIN, V.; PROCHNOW, L. I. *Balço de nutrientes na agricultura brasileira*. Informações Agronômicas, Piracicaba, n. 130, p. 1-11, 2010.
- DANIEL, T. C.; SHARPLEY, A. N.; EDWARDS, D. R.; LEMUNYON, J. L. *Minimizing surface water eutrophication from agriculture by phosphorous management*. Journal of Soil and Water Conservation, n. 40; v. 1. p. 30-38. 1994.
- EMBRAPA. *Sistema brasileiro de classificação dos solos*. 2 ed. Brasília: Embrapa Produção da Informação; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006. 306 p.
- GOBBI, E. *Erosão hídrica em pomar de maçã sob diversas formas de manejo do solo comparadas ao campo*

- natural. Dissertação de Mestrado. Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages. 2009. 71p.
- GOBBI, E. BERTOL, I.; BARBOSA, F. T.; WERNER, R. S.; RAMOS, R. R.; PAZ-FERREIRO, J.; GEBLER, L. *Erosão hídrica associada a algumas variáveis hidrológicas em pomar de maçã submetido a diferentes manejos do solo*. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 35, p. 1013-1024. 2011.
- GÉRARD-MARCHANT, P.; WALTER, M. T.; STEENHUIS, T. S. *Simple models for phosphorus loss from manure during rainfall*. Journal of Environmental Quality, n. 34, p. 872-876. 2005.
- HART, M. R.; QUIN, B. F. *Sustanza™ farm environment maps: a practical tool to assess and manage risk of nutrient losses from agriculture to surface and groundwater*. Difuse Pollution Conference: Dublin. 2003.
- HART, M. R.; QUIN, B. F.; NGUYEN, M, L. *Phosphorus runoff from agricultural land and direct fertilizer effects: a review*. Journal of Environmental Quality, n. 33, p. 1954-1972. 2004.
- HANSEN, N. C.; DANIEL, T. C.; SHARPLEY, A. N.; LEMUNYON, J. L. *The fate of phosphorus in agricultural systems*. Journal of Soil and Water Conservation, v. 57, n. 6, p. 408 - 17, 2002.
- HAVLIN, J. L. *Technical basis for quantifying phosphorous transport to surface and groundwater*. Journal of Animal Sciences, n. 82, p. E277 - E291, 2004.
- INSTITUTO DE PESQUISAS AGRONÔMICAS Seção de Ecologia Agrícola. Atlas Agroclimático do Estado do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 1989, v. 3, 296 mapas, 28 tab.
- KROES, J. G.; VAN DAM, J. C.; GROENENDIJK, P.; HENDRIKS, R. F. A.; JACOBS, C. M. J. *SWAP version 3.2. theory description and use manual*. Alterra, Wageningen. p. 171, 2008.
- LEITE, D.; BERTOL, I.; GUADAGNIN, J. C.; SANTOS, E. J.; RITTER, S. R. *Erosão hídrica em um nitossolo háplico submetido a diferentes sistemas de manejo sob chuva simulada. I – perdas de solo e água*. Revista Brasileira de Ciência do Solo. n.28. 2004. p.1033 – 1044.
- NOVAIS, R. F. Fósforo em solo e planta em condições tropicais. Viçosa: UFV, 1999.
- OLIVEIRA, M. F. M.; FAVARETTO, N.; ROLOFF, G.; FERNANDES, C. V. S. *Estimativa do potencial de perda de fósforo através da metodologia “P-Index”*. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental. v.14, n.3. 2010. p. 267 – 273.
- LOPES, F.; MERTEN, G. H.; FRANZEN, M.; GIASSON, E.; HELFER, F.; CYBIS, L. F. A. *Utilização do P-Index em uma bacia hidrográfica através de técnicas de geoprocessamento*. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental. v. 11, n.3. 2007. p. 312 – 317.
- McISAAC, G. F.; MITCHEL, J. K.; HIRSCHI, M. C. *Dissolved phosphorus concentrations in runoff from simulated rainfall on corn and soybean tillage systems*. Journal of Soil and Water Conservation, n. 50; v. 4. p. 383-387. 1995.
- PAVAN, M. A.; MIYAZAWA, M. *Análises Químicas de Solo: Parâmetros Para Interpretação*. Londrina: IAPAR, 1996. p. 5-45.
- PEEL, M. C.; FINLAYSON, B. L.; McMAHON, T. A. *Update world map of the Köppen-Geiger climate classification*. Hydrology and Earth System Sciences, n. 11. 2007. p. 1633-1644.
- PHOSPHOROUS. In: CLESCERI, L. S.; GREENBERG, A. E. EATON, A. D. *Standard Methods for the Examination of Water and Wasterwater*. 20. ed. Washington: American Public Health Association, 1998. p. 123–48.
- POTE, D. H.; DANIEL, T. C.; SHARPLEY, P. A.; MOORE, P. A.; EDWARDS, D. R. NICHOLS, D, J. *Relating extractable soil phosphorus to phosphorus losses in runoff*. Soil Science Society American Journal. v. 60. p. 855-859. 1996.
- POTE, D. H. et al. *Relationship between phosphorus levels in three ultisols and phosphorous concentrations in runoff*. J. Environ. Qual., n. 28, p. 170-5, 1999.
- PRUSKI, F. F.; BRANDÃO, V. S.; SILVA, D. D. *Escoamento superficial*. Ed. UFV. Viçosa. 2004. 87 p.
- REDE OFICIAL DE ANÁLISE DE SOLO E DE TECIDO VEGETAL - ROLAS. *Manual de adubação e calagem para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina*. 10 ed. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2004. 400 p.
- SILVA, I. S.; TOLEDO, M. C. M. *Distribuição e fracionamento químico de fósforo em sedimentos do rio Tietê-região de Pirapora do Bom Jesus*. Geochimica Brasiliensis. v. 11, n.3. 1997. p. 243-259.
- SHARPLEY, A. N. et al. *Managing agricultural phosphorus for protection of surface waters: issues and options*. Journal of Environ. Qual., n. 23, p. 437-51, 1994.
- SHIGAKI, F.; SHARPLEY, A.; PROCHNOW, L. I. *Rainfall intensity and phosphorus source effects on phosphorus transport in surface runoff from soil trays*. Science of Total Environment, vol. 373, p. 334 - 43, 2007.
- SOUZA, R. A. S.; ARAUJO, S. R.; JESUS, V. A. M.; MARQUES, J. J.; CURI, N.; GUERREIRO, M. C. *Frações de fosfato em reservatórios de águas em Lavras-MG*. Ciência Agrotécnica. v. 31, n.2. 2007. p. 357 – 365.
- SWANSON, N. P. *Suggestions for use rotating-boon Field rainfall Simulator to obtain data for application of the soil loss equation*. Entre-Rios, FAO, 65p. (Rapport of FAO Consultant), 1975.
- TIBAU, A. O. *Matéria Orgânica e Fertilidade do Solo*. 2. ed. São Paulo: Nobel, 1983. p. 40-41.

WHITERS, 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. 2001. p.180 – 188.

Behavior of the Surface Entrainment of Reactive Phosphorus by Runoff Under Different Covers in an Apple Orchard with Simulated Rain

ABSTRACT

Phosphorus is a chemical element considered key to water quality. One of its main degradation actions is to trigger algal blooms, already at a very low concentration of this element under certain conditions. The main source of phosphorus in small rural watershed is anthropic phosphorus such as that from agriculture on the basin slopes. This phosphorus may reach the body of water in various forms, but one that has been little studied in Brazil is dissolved reactive phosphorus. In this way the chemical can travel greater distances than particulate phosphorus, as it is dissolved in runoff water and not deposited along the path. This study sought to determine if alternative management practices in apple orchards, a crop that requires large amounts of phosphorus, may reduce the risk of degradation of water resources in small rural watersheds, which are the main sources of supply for small towns. Furthermore, a critical situation system was considered, simulating intense rainfall over the test area. It was observed that the main source of phosphorus in these cases is the saline form through soluble phosphate fertilizers. Except for the treatment involving tillage of soil and green cover, the forms of management that did not involve soil management with physical barriers had little effect in curbing the transport of dissolved reactive phosphate. Moreover, it was found that the risk is seasonal, present both off and during the crop season, and during the first third of the first rains after orchards are fertilized the risk of phosphorus entrainment by runoff is higher compared with wet periods that do not occur near fertilization periods, so that the risk to the basin can be assessed seasonally rather than annually.

Key-words: *Small rural watersheds, management of agricultural environment; agricultural contaminants.*