



Adaptação metodológica no cálculo de cargas contaminantes de fósforo em bacias hidrográficas gaúchas¹

Luciano Gebler², José A. S. Louzada³, Ildegardis Bertol⁴,
Roger R. Ramos⁴, David J. Miquelluti⁴ & Bruna M. Schrammel⁵

RESUMO

O fósforo em excesso no ambiente pode provocar diversos impactos negativos, com especial referência à qualidade das águas. Por isso, é necessária a adequação de metodologias para a avaliação de seu risco em relação aos recursos hídricos enfatizando, na escala de uma bacia hidrográfica, as fontes difusas agrícolas, que impõem maior dificuldade de estimativa. O objetivo deste trabalho é propor uma adaptação metodológica para quantificar o arraste de fósforo reativo dissolvido e total em áreas agrícolas, com base na influência de culturas arbóreas, de porte herbáceo e de campo nativo, além do seu manejo no Estado do Rio Grande do Sul. A metodologia utilizada foi o estudo do arraste do fósforo reativo de parcelas cobertas por diferentes culturas agrícolas e relacioná-las com a metodologia do cálculo de carga máxima diária, atualmente aceita pelos órgãos ambientais do Estado para os processos de licenciamento ambiental de atividades potencialmente poluidoras. Os resultados demonstram que o cálculo de carga de fósforo contaminante, atualmente em uso, pode estar subestimando as condições brasileiras, sobremaneira para o Rio Grande do Sul e que a nova metodologia permite introduzir a variação temporal como elemento de análise no processo, permitindo que a análise para licenciamentos adote uma postura dinâmica e pontual.

Palavras-chave: licenciamento ambiental, TMDL, contaminação agrícola

Adapting methodology to calculate contaminant loads of phosphorus in watersheds of Southern Brazil

ABSTRACT

The excess of phosphorus in the environment can cause several negative impacts, especially with regard to water quality. Hence adequate methodologies are needed for assessing this risk at the watershed scale, emphasizing that the non-point agricultural sources impose greater estimate difficulties. The objective of this work was to propose an adapted methodology to quantify the dissolved and total reactive phosphorus movement in agricultural areas, based on the influence of agricultural crops (arboreous and herbaceous size), native pasture and its management in the State of Rio Grande do Sul (Southern Brazil). The methodology used was the study of reactive phosphorus release in plots covered by different crops and its relation to the methodology of calculation of maximum daily loads, currently accepted by the state environmental agencies for the environmental licensing of potentially polluting activities. The results show that the calculation of load of phosphorus contaminant currently in use, may be underestimating the Brazilian conditions, especially in Rio Grande do Sul, and that the new methodology allows one to include temporal variation as an element in the process of analysis, turning the licensing analysis into a dynamic and punctual process.

Key words: Environmental licensing, TMDL, agricultural contamination

¹ Parte da Tese de Doutorado do primeiro autor

² Embrapa Uva e Vinho, Rodovia BR-285, KM 115, CP 1513, CEP 95200-000, Vacaria, RS. Fone: (54) 3231-8300. E-mail: lugebler@cnpuv.embrapa.br

³ IPH/UFRGS. CP 15029, CEP 91501-970, Porto Alegre, RS. E-mail: louzada@iph.ufrgs.br

⁴ CAV/UDESC. Av. Luis de Camões, 2090, CEP 88520-000, Lages, SC. E-mail: a2ib@cav.udesc.br; dmiquell@gmail.com; ramosrogerrobert@hotmail.com

⁵ CAMVA/UCS. Rua Osvaldo Aranha 190, CEP 95200-000, Vacaria, RS. E-mail: brunaschrammel@hotmail.com

INTRODUÇÃO

Em geral, as culturas agrícolas são supridas por quantidades de fósforo muito maiores do que aquelas de que realmente necessitam (Cunha et al., 2010), por aporte externo de insumos, em quantidades cada vez maiores devido à atual e futura demanda de alimentos, fibra e energia (Bertol et al., 2004a; Barbosa et al., 2010). O excedente desse elemento aplicado ao solo passa a constituir uma das principais formas de contaminação dos recursos hídricos em pequenas bacias rurais, devido à facilidade de transporte causada pela erosão hídrica nas terras agrícolas (Sharpley et al., 1994; Santos et al., 2010).

A tendência natural é que os produtos da erosão sejam arrastados e acumulados nas depressões naturais do terreno, onde se concentram os recursos hídricos depositando-se, finalmente, dentro deles. Nesses locais os organismos que utilizam o fósforo para seu metabolismo podem provocar um fenômeno conhecido como “floração algal” ou hipertrofização (Daniel et al., 1998; Mori et al., 2009).

Na água o fósforo deve apresentar uma relação de equilíbrio com o nitrogênio (Lewis & Wurtsbaugh, 2008) mas, como os micro-organismos retiram este elemento diretamente da atmosfera, o fósforo se torna o “gatilho” da “floração algal” a partir de teores entre 0,001 a 0,3 mg L⁻¹ (Rast & Lee, 1983). Sharpley et al. (1994) argumentam que as águas dos lagos são sensíveis ao fósforo reativo da enxurrada, principalmente: aqueles com área maior que 10 ha; aqueles que se estratificam durante o verão em condições normais e os que apresentam baixas taxas de fluxo anual, o que, sem dúvida, pode constituir-se num problema, tendo em vista a recente proliferação das pequenas centrais hidroelétricas e açudes para irrigação, com incentivo governamental.

A legislação brasileira não reconhece o fósforo como contaminante de solo, reforçando a percepção do agricultor de que a adubação fosfatada deve obedecer a critérios produtivos e econômicos, não ambientais. Ainda a falta de definição da espécie de fósforo e a metodologia padrão, conforme a resolução 357/05 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) podem 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 reativo total (FRT) é a forma química do elemento, carregada em maior quantidade pela erosão hídrica, em que os sedimentos são os principais responsáveis pelo fósforo reativo suspenso (Gérard-Marchant et al., 2005; Barbosa et al., 2009). Com a deposição dos sedimentos passa a haver predominância do fósforo reativo dissolvido 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 sólidos suspensos, sendo melhor a correlação entre o fósforo reativo e a condutividade elétrica, sugerindo a participação da parcela dissolvida do elemento em detrimento dos sólidos em suspensão, de vez que isto demonstra que o fósforo reativo dissolvido deveria ser o elemento padrão na análise de riscos

da bacia, apoiado pelos demais indicadores baseados em fósforo.

O conhecimento da bacia hidrográfica permite utilizar sistemas remotos de decisão comparando-se, inicialmente, um padrão e alguns indicadores e à medida em que os dados se tornam mais confiáveis, aplicando-se a modelagem. No Rio Grande do Sul já vem sendo utilizado, oficialmente, um modelo de suporte à tomada de decisão para a previsão de cargas contaminantes, aplicado no licenciamento de atividades potencialmente poluidoras na bacia. Este método de previsão relaciona-se com o método de cálculo da carga máxima diária (USEPA, 2008). Esta carga é utilizada nos EUA com o objetivo de reduzir a poluição nos corpos hídricos até que ela retorne aos níveis aceitáveis pela legislação daquele país. No Brasil, a CMD foi aplicada experimentalmente em um estudo de bacia hidrográfica no Paraná, onde se detectou o fósforo agrícola como um dos principais fatores de risco àquele corpo d'água (Bittencourt & Gobbi, 2006).

No cálculo de cargas contaminantes, entretanto, a contribuição de fósforo proveniente de fontes difusas, como a agrícola, é determinada por meio de um valor anual tabelado por área (Rast & Lee, 1983; Deus et al., 1997). Isto contradiz a realidade uma vez que, ao longo do ano, variam o sistema de cultivo, a cobertura de solo, a precipitação e a contenção de erosão, ainda o uso contínuo do solo durante o ano e o fato de o clima ser diferente do que é verificado nos EUA (Peel et al., 2007). Além disso, a metodologia propicia que a análise da bacia seja feita para o momento da instalação do empreendimento e não de forma contínua. Desta forma, corre-se o risco de os níveis de fósforo ultrapassem os permitidos legalmente em água, imperceptivelmente, avaliado o potencial poluidor. Portanto, para o uso desta técnica nas condições do Rio Grande do Sul seria necessária a adaptação na metodologia de avaliação, considerando-se as condições variáveis de arraste de fósforo reativo na superfície do solo ao longo do ano e a forma de aplicação.

O objetivo neste trabalho é propor uma adaptação metodológica para quantificar o arraste de fósforo reativo dissolvido e total em áreas agrícolas, baseada na influência de culturas arbóreas, de porte herbáceo e de campo nativo e seu manejo, como parte do processo de análise de licenciamento ambiental pela Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luis Roessler (FEPAM/RS).

MATERIAL E MÉTODOS

O trabalho foi realizado em duas etapas de campo, em condições de clima, solo e cultivo diferentes. A etapa I ocorreu em 2007/2008, quantificando-se o arraste de fósforo reativo total em pomar de maçã sob diferentes manejos, em experimento conduzido por Gobbi et al. (2011), em Vacaria, RS, sobre um Latossolo Bruno; na etapa II, em 2009/2010, quantificou-se o arraste de fósforo reativo total e dissolvido, em cultivo solteiro de soja, milho e feijão, e em consórcio de milho-feijão, em Lages, SC, sobre um Cambissolo Húmico.

A unidade experimental, ou parcela, apresentava uma área de 38,5 m², com 11 m de comprimento na direção do declive e

3,5 m de largura, delimitada por chapas galvanizadas com 0,3 m de altura (cravadas 0,10 m no solo) x 1,5 m de comprimento. Na parte inferior encontrava-se uma calha coletora que reunia a enxurrada a qual era conduzida por um cano de 75 mm de diâmetro e 6 m de comprimento até o ponto de coleta (Bertol et al., 2004b; Amaral et al., 2008; Engel et al., 2009). Entre as duas parcelas foi deixado um espaço de 3,5 m, para colocação do simulador de chuvas.

O simulador de chuva modelo Swanson (Swanson, 1965) apresenta 10 braços rotatórios com aspersores de chuva VEEJET 80/100 (15 para os experimentos em questão) distribuídos helicoidalmente numa espiral concêntrica, cobrindo uma área de 176,71 m² por chuva simulada. Nas duas etapas experimentais aplicaram-se chuvas planejadas com intensidade de 64 mm h⁻¹, com água proveniente de açude, testada quimicamente para determinar a contribuição de fósforo da fonte. Tal precipitação, segundo Cardoso et al. (1998), é condizente com a média das intensidades máximas de chuva de 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.

Amostras do solo foram retiradas nas camadas de 0-10 e 10-20 cm, para determinação da umidade gravimétrica atual do solo, antes da aplicação das chuvas. Durante as chuvas amostras de enxurrada foram coletadas durante o período de escoamento superficial, a cada 5 min, em provetas graduadas, para posterior cálculo da vazão e do volume de água da enxurrada. O volume da enxurrada foi calculado pela seguinte Eq. 1:

$$Q_e = (VP/tC) 0,06 \quad (1)$$

em que:

Q_e - vazão da enxurrada, L m⁻¹

VP - volume da proveta, mL

tC - tempo de coleta, s

Em frascos plásticos de boca larga com volume de 700 mL coletaram-se amostras de enxurrada, também a cada 5 min, durante o escoamento superficial, as quais foram armazenadas sob refrigeração a 4 °C até a execução das análises químicas para o fósforo reativo total (FRT), utilizando-se o método do ácido ascórbico (APHA, 1998).

No laboratório a metodologia para análise de fósforo reativo (dissolvido, total e em suspensão) seguiu a metodologia recomendada por APHA (1998), utilizando-se a medição colorimétrica da reação química em amostras com (FRD) e sem filtração (FRT) ($\varnothing < 0,45 \mu\text{m}$). As leituras foram realizadas através de um espectrofotômetro colorimétrico de marca Thermo Scientific, modelo Genesys 10S, com faixa de onda de 880 nm para absorbância e comparada com o resultado obtido de uma curva de calibração interna do aparelho, com base em concentrações conhecidas e previamente preparadas. A diferença matemática resultante entre as quantidades determinadas pelos dois processos resultou na quantidade do fósforo reativo suspenso (FRS).

Etapa I

Os testes de campo com simulador de chuva ocorreram entre dezembro de 2007 e fevereiro de 2008, no total de três testes de chuva simulada, na Estação Experimental de Fruticultura Temperada da Embrapa Uva e Vinho (EEFT/CNPUV), (Coordenadas 28° 30' 49" S e 50° 52' 58" O, numa altitude de 986 m), num clima considerado Subtropical Úmido e de Altitude, classificado por Köppen como Cfb (Peel et al., 2007) e chuvas acumuladas na faixa de 1.400 mm ano⁻¹ (IPA, 1989).

Os trabalhos foram executados sobre uma área de Latossolo Bruno distrófico típico, comum na região de Vacaria, RS, subdividida em 10 parcelas, com cinco diferentes formas de manejo de cobertura de solo sob as árvores de maçã, distribuídas ao acaso: cobertura de árvores e solo capinado na entrelinha (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); sem cobertura de árvores e campo nativo (E) (Gobbi et al., 2011).

Em cada um dos cinco sistemas de cobertura foram aplicados, a lanço e sem incorporação, 168 kg ha⁻¹ de fosfato comercial contendo 46% de fósforo nas parcelas identificadas com o número 1 após a letra representativa do tratamento, conforme preconizado para a cultura da macieira (ROLAS, 2004). Nas parcelas identificadas com o número 2 após a letra representativa do tratamento, o trabalho foi conduzido sem o aporte de fertilizante fosfatado, a fim de se estabelecer as diferenças entre a presença e a ausência de adubação ao longo do tempo (Tabela 1). A declividade média do terreno era de 0,09048 m m⁻¹ e o desvio padrão (amostral) entre as parcelas era de 0,01173 m m⁻¹ (Gobbi et al., 2011).

Tabela 1. Condições para execução do teste de arraste de fósforo em diferentes manejos no pomar e campo nativo

Formas de manejo do solo	Fertilizante	
	1 - Sim	2 - Não
A - Árvores + Capina	A1	A2
B - Árvores + Aveia	B1	B2
C - Árvores + Palha	C1	C2
D - Árvores + Solo	D1	D2
E - Campo Nativo	E1	E2

Simulou-se o evento ambientalmente crítico na parcela D1, com a ocorrência de uma chuva de alta intensidade logo após a aplicação do fertilizante mineral solúvel em um solo sem cobertura. Na condição oposta foi considerada a parcela E2, com plena cobertura natural e sem adição de fósforo.

Etapa II

O experimento foi conduzido entre dezembro de 2009 e maio de 2010, na área experimental do Centro de Ciências Agroveterinárias, da Universidade do Estado de Santa Catarina (CAV-UDESC), em Lages, SC (coordenadas 27° 49' S e 50° 20' O, numa altitude de 937 m), sobre Cambissolo Húmico aluminoso argiloso (Bertol et al., 2004b). O clima também foi caracterizado segundo Köppen como Cfb (Peel et al., 2007) e as chuvas acumuladas se situam na faixa de 1.600 mm ano⁻¹ (Bertol et al., 2004b).

Seguindo a metodologia aplicada por Gobbi et al. (2011), foram estabelecidas 10 parcelas experimentais, distribuídas ao acaso, porém ordenadas na forma de cinco tratamentos com uma repetição espacial cada uma; em quatro dos tratamentos utilizou-se a sementeira direta sob os cultivos solteiros de: soja (F), feijão (H), milho (I) e consórcio de milho com feijão na entrelinha (G) e, adicionalmente, um tratamento em solo sem cultivo com a superfície totalmente descoberta (J).

Com base na diferença obtida pelos resultados anteriores, na etapa II só foram avaliadas as contribuições de fósforo reativo segundo a estrutura das plantas cultivadas, utilizando-se fertilizantes agrícolas segundo recomendação de sementeira para cada cultura (ROLAS, 2004).

A declividade média do terreno, superior à da etapa anterior, era de 0,1342 m m⁻¹ e o desvio padrão, de 0,0060 m m⁻¹.

Diferente da primeira etapa em que se procurou averiguar os efeitos diretos da adubação de cobertura em situação prévia de uma chuva em relação às parcelas sem adubação, os testes de campo da etapa II procuraram averiguar somente a condição de cobertura como efeito diferencial no arraste de fósforo reativo caso em que foram avaliados em laboratório tanto o fósforo reativo total como o fósforo reativo dissolvido (ou solúvel).

O delineamento experimental foi definido como em blocos com repetição e sobre os valores obtidos foi aplicada a análise estatística por meio do software Statistical Analysis System - SAS® (SAS, 2001) para a etapa II. Também foram construídos gráficos com os softwares Microsoft Office Excel 2007® e Sigmaplot®. As análises baseadas no SAS® foram conduzidas a partir dos dados de todas as unidades experimentais incluídas nos tratamentos estudados da etapa II, de acordo com o delineamento experimental utilizado, implantadas com um modelo linear de análise de variância com medidas repetidas no tempo (Littel et al., 2006). As comparações entre os valores médios nos diferentes tratamentos em cada tempo de leitura, foram testadas por meio do teste DMS de Fisher (Steel et al., 1997). Também foram obtidas equações de regressão para os tempos de leitura em cada tratamento. Para atender às suposições teóricas implícitas dos testes, houve necessidade de se transformar a variável analisada somando-se uma unidade aos seus valores originais e se obtendo, a seguir, a função logaritmo natural (transformação logarítmica), conforme sugerido pela análise descritiva dos dados. Todas as análises foram procedidas usando-se o procedimento MIXED (Littel et al., 2006) do SAS®. Para todos os testes efetuados foi considerado o nível mínimo de significância de 5%.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados demonstram que não houve diferença entre os tratamentos de cultivo com culturas herbáceas anuais nos manejos tradicionais no RS e SC, viabilizando a proposição de Rast & Lee (1983) e Deus et al. (1997), de aplicar um valor único para o cálculo da carga máxima diária (CMD) de fósforo em recursos hídricos para culturas agrícolas herbáceas, desde que os valores tabelados para essas áreas sejam substituídos pelos valores obtidos, os quais apresentam valores mais próximos da realidade local. Entretanto, para as diferentes culturas os valores apresentaram diferenças mas com comportamento temporal similar. Em ambos os experimentos os resultados apontam que o fósforo reativo depende do fósforo natural presente no solo e do elemento acidificado aplicado na forma de fertilizante.

Etapa I

Em relação ao comportamento da cobertura de solo na etapa I, o maior arraste de fósforo reativo total foi o tratamento E1 (campo nativo com aporte de fertilizante e sem cobertura com árvores). Os teores de fósforo na enxurrada no terço inicial da chuva foram 50% maiores do que os teores obtidos no segundo e no terceiro tratamentos 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: E1 > D1 > A1 > C1 > B1 > B2 > C2 > A2 > E2 > D2 (Tabela 2).

O teor de fósforo reativo variou constantemente ao longo do tempo, tanto nos tratamentos com aplicação do adubo fosfatado solúvel como naqueles sem o aporte de fertilizante, apresentando sempre concentrações decrescentes. No caso dos tratamentos com adubo o terço inicial de cada chuva foi responsável pela diluição e lavagem da maior parte do fósforo disponível, resultando em curvas potenciais ou exponenciais decrescentes.

Analisando o tratamento com campo nativo (E1), praticamente todo o fosfato solúvel do fertilizante foi arrastado nos primeiros 10 min de enxurrada, caso em que se considerou que houve arraste desprezível de sedimentos já que, praticamente, todo o fósforo aplicado foi solubilizado e convertido em fósforo reativo. Portanto, além da saturação inicial dos sítios de troca ser provavelmente alta, não houve desagregação nem exposição de novos sítios, com a proteção proporcionada pela densa cobertura verde do campo nativo, significando que com esse tipo de cobertura e ao receber

Tabela 2. Teor médio de fósforo reativo total (FRT) 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									
	A1	A2	B1	B2	C1	C2	D1	D2	E1	E2
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

A1 - Árvores + capina com fertilizante; A2 - Árvore + capina sem fertilizante; B1 - Árvore + aveia com fert.; B2 - Árvore + aveia sem fert.; C1 - Árvore + palha com fert.; C2 - Árvore + palha sem fert.; D1 - Árvore + solo com fert.; D2 - Árvore + solo sem fertilizante; E1 - Campo nativo com fertilizante; E2 - Campo nativo sem fertilizante

adubação fosfatada, o solo se torna ambiente de alto risco aos recursos hídricos da bacia. Os resultados numéricos desses dados são apresentados na Tabela 3.

Tabela 3. Teor médio de fósforo reativo total (FRT) em dois tratamentos em duas diferentes épocas de chuva simulada na melhor e na pior situação ambiental

Tempo (min)	Teor fósforo reativo - mg L ⁻¹			
	D1	D2	E1	E2
Coleta 1				
0	10,978	0,051	15,64	0,059
10	4,760	0,044	1,388	0,051
20	1,606	0,034	0,454	0,043
30	0,588	0,031	0,070	0,032
40	0,244	0,021	0,045	0,019
Coleta 3				
0	0,1857	0,0197	0,0560	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

D1 – Árvore + solo com fertilizante; D2 – Árvore + solo sem fertilizante; E1 – Campo nativo com fertilizante.; E2 – Campo nativo sem fertilizante

Portanto, os resultados apontam que existem momentos ao longo do ano em que o risco é maior, sempre vinculado às épocas de adubação do pomar, conforme já havia sido apontado para outras culturas, por Bertol et al. (2004b). Mencionados riscos sazonais devem ser vistos como novos fatores para a base da avaliação do risco ambiental na bacia, ao contrário da metodologia atual, que considera simplesmente as cargas anuais.

Etapa II

O principal carreamento de fósforo reativo total ocorreu durante as primeiras chuvas, sendo que suas concentrações atingiram valores médios entre 0,001 a 0,006 mg L⁻¹, faixa considerada suficiente para desencadear o desenvolvimento de algas em corpos d'água (Correll, 1998). Entretanto, a concentração e o tipo de fósforo na enxurrada são fatores que dependem fortemente do ambiente e do manejo (Bundy et al., 2001; Hart et al., 2004) e que afetam, também, o risco ambiental, pois somente após a mistura do contaminante com a água do manancial é que se torna possível determinar se a diluição será ou não suficiente para ocorrer o dano. Desta forma, pequenas bacias com grande área utilizada para agricultura e com corpos d'água de pequeno volume podem ser impactadas mais facilmente do que bacias drenadas por grandes rios ou com menor área agrícola em proporção à área total, concordando com Sharpley (1995). Na Tabela 4 são apresentadas as médias totalizadas de FRT por chuva e para cada tratamento.

Verificou-se que o FRT diminuiu em todos os tratamentos que continham cobertura vegetal, da primeira para a segunda coleta, após o que houve variação de comportamento, explicado pela evolução vegetativa das culturas do primeiro para o segundo teste pois, durante a primeira coleta, as culturas ainda estavam em estágio inicial, com grandes áreas de solo descoberto.

Para fósforo reativo total apenas o tratamento J apresentou diferença dos demais tratamentos, os quais não diferiram entre

Tabela 4. Média de fósforo reativo total (FRT) em g ha⁻¹ para uma chuva de 1 h de duração

Tratamento	Etapa de coleta (chuva)			
	1	2	3	4
Soja (F)	24,763	15,576	6,1614	20,392
Consórcio (G)	25,511	13,731	17,677	21,451
Feijão (H)	22,005	10,521	28,106	26,140
Milho (I)	17,762	14,336	6,305	23,635
Solo descoberto (J)	11,959	18,574	43,317	164,845

si. Mesmo quando o tratamento E foi desconsiderado, verificou-se que não houve diferença nas médias dos tratamentos F, G, H e I, demonstrando que o tipo de cobertura herbácea não afeta o transporte do FRT.

Uma vez que a coleta 2 foi o momento em que havia a maior possibilidade de interferência da ação da vegetação sobre o transporte do fósforo reativo dissolvido, utilizaram-se esses dados para a construção de modelos descritivos para cada cobertura herbácea, em cujas equações a variável que afeta a concentração de fósforo na enxurrada (Y) é o tempo (T), conforme apresentado na Tabela 5.

Tabela 5. Curvas dos modelos de concentração de fósforo reativo total (FRT) na enxurrada sob interferência da cobertura vegetal

Cobertura	Modelo	(R ²)
A-Soja	Y = 0,140 + 0,018 T - 0,0003 T ²	0,74
B-Consórcio	Y = 0,066 + 0,020 T - 0,0003 T ²	0,75
C-Feijão	Y = 0,047 + 0,019 T - 0,0003 T ²	0,88
D-Milho	Y = 0,162 + 0,017 T - 0,0003 T ²	0,91
E-Solo	Y = 0,178 + 0,019 T - 0,0003 T ²	0,51

Dentre todos os tratamentos os valores encontrados para o feijão e o milho apresentaram um R² possível de ser aplicável (> 85%). Isto se deve, provavelmente, à presença intensa de particulados na enxurrada (FRS), dificultando que o fósforo atinja o mesmo equilíbrio apresentado para o fósforo reativo dissolvido, onde havia somente a presença da forma ionizada do elemento, condizendo com o que foi afirmado por Whitters et al. (2001).

Apesar desta diferença detectada pela curva de regressão para a coleta 2, na média dos resultados de todas as coletas do experimento, foi possível notar que o hábito de crescimento (rasteiro, ereto ou arbustivo) não apresentou diferenças significativas no período total estudado; apesar disto, houve diferenças de pico de crescimento e cobertura de solo ao longo dos meses, como constatado no caso do feijão e sua expressão máxima na coleta 2 para o FRT.

Valores orientadores de fósforo contaminante para o Rio Grande do Sul

Atualmente, a análise ambiental no Rio Grande do Sul é baseada no estudo das cargas máximas contaminantes para cursos d'água. As informações obtidas para fontes difusas rurais nas análises ambientais neste estado, englobando todas as atividades agrícolas extensivas, com exceção da cultura do arroz irrigado, resultaram no aporte de um valor de fósforo total de 0,0008 t ha⁻¹ ano⁻¹ de P (Rast & Lee, 1983; Deus et al., 1997). Levando-se em conta apenas o valor de fósforo reativo

total obtido neste trabalho, os resultados apontam que o valor tabelado em uso atual fica muito aquém do potencial de risco.

Calculando a carga de FRT média dos tratamentos com cobertura vegetal herbácea de F a I, obtém-se o valor médio de 0,1913 t ha⁻¹ ano⁻¹ de P. Mesmo levando em conta os princípios de precaução que se deve ter quanto à extrapolação de dados obtidos em parcelas amostrais em experimento de chuvas simuladas para condições de bacia hidrográfica (Avalos et al., 2009), o valor para as culturas anuais é 229 vezes maior do que o valor tabelado para as condições internacionais, que vem sendo usado pelos órgãos ambientais estaduais.

Calculando-se os valores para áreas de campo nativo, sem aporte de adubação (parcela E2), representativo da realidade de manejo de áreas de pastejo em campo nativo na região sul do Brasil, os resultados de FRT ainda apontam maior diferença entre o obtido (1,8403 t ha⁻¹ ano⁻¹) e o tabelado, ou seja, de 2.200 vezes, boa parte podendo ser considerada fósforo orgânico mineralizado. Entretanto, em áreas de pomar de manejo tradicional (cobertura de entrelinhas permanente com capina na linha do pomar (parcela A1), e que necessitam de intensa adubação (210 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de P₂O₅, em média, segundo ROLAS (2004)), também escolhida como representativa, por reproduzir os métodos atualmente empregados para manejo de fósforo e cobertura de solo para fruticultura em geral, os valores são ainda maiores, chegando a patamares de 3,8794 t ha⁻¹ ano⁻¹, representando uma diferença 4.640 vezes maior que o valor tabelado.

Não se espera que haja este fluxo de chuva sobre a bacia durante todas as horas, todos os dias, ao longo de um ano. Logo, referidos valores devem ser vistos como orientativos e dependentes do regime pluviométrico de cada local. O cálculo deve considerar a quantidade real de horas de chuvas intensas sobre a bacia e que esses valores devem ser adequados, considerando-se esta situação. Portanto, os valores anuais obtidos acima devem ser divididos por 8.760 h, resultando em valores de fósforo arrastado na ordem de t ha⁻¹ h⁻¹ de P, sendo daí multiplicado pelo total de horas de chuvas intensas ocorridas no espaço de tempo em análise.

Considerando, ainda, que chuvas de intensidade mais baixa que 64 mm h⁻¹ também apresentam capacidade erosiva e podem efetuar o transporte do FRT (Sharpley, 1995; Shigaki et al., 2007), é possível realizar exemplo de simulação, utilizando-se o novo índice de arraste de FRT e FRD relacionado às horas de chuva erosiva que cada bacia recebe anualmente, como forma de atender aos requisitos da individualização ambiental.

Tabela 7. Resultados obtidos de simulação para comparação entre os valores propostos e os valores aceitos pela Fundação de Proteção Ambiental/RS (FEPAM/RS)

Tipo de cobertura	Área (ha)	P (t ha ⁻¹ h ⁻¹)	2008	2009	2010	2011
			Subtotal [#]	Subtotal	Subtotal	Subtotal
Lavoura	2500	0,00002183	0,2183	0,109	0,273	0,163
Fruticultura	1000	0,00044285	1,7740	0,886	2,214	1,328
Campo	4000	0,00021008	3,3610	1,680	4,201	2,521
Total proposto pelo método FEPAM (t ha ⁻¹ ano ⁻¹)	7500	0,000836	5,3500	2,680	6,690	4,010
Diferença anual (t ha ⁻¹ ano ⁻¹)			-0,9200	-3,590	+0,410	-2,260
Diferença anualizada* (t ha ⁻¹ ano ⁻¹)			+0,6400	-3,590	+0,410	+3,490

*Dado mensal aceito pela FEPAM multiplicado pelo número de meses da amostra

#Valor da coluna P (t ha⁻¹ hora de chuva⁻¹) multiplicado pelo número de horas de chuva > 20 mm h⁻¹ de cada ano

Desta forma, chuvas de 20 mm h⁻¹, por exemplo, podem ser consideradas ponto de corte na escolha dos dados de chuva a serem utilizados, pois já apresentam força erosiva suficiente, segundo Lombardi Neto & Moldenhauer (1992). Portanto, as unidades dos valores aceitos pela tabela da FEPAM passariam a ser consideradas t ha⁻¹ h⁻¹ de chuva, o que permitiria que o cálculo também atendesse ao requisito da variabilidade da área e do tempo de chuva em tempo real.

Além disso, culturas de porte arbóreo, campo nativo da região serrana do RS e culturas de porte herbáceo, apresentaram valores diferenciados (pelo menos uma ordem de grandeza), o que permitiu, ao menos, três subdivisões dentro da categoria de fontes difusas de origem agrícola na tabela de aporte de cargas atualmente aceita pela FEPAM/RS. Assim, foram estabelecidos valores orientativos de fósforo total segundo a prática agrícola real da região sul do Brasil, respeitando as características locais (Tabela 6).

Tabela 6. Valores orientativos de fósforo reativo total (FRT) para aplicação no cálculo de cargas máximas contaminantes de fósforo em bacias hidrográficas

Tipo de cobertura	Valores orientativos t ha ⁻¹ h ⁻¹ de chuva
Culturas herbáceas (baseado na média de F a I)	0,00002183
Culturas arbóreas (baseado em A1)	0,00044285
Campo nativo (baseado em E2)	0,00021008

Um exemplo da simulação aplicada com base nos valores de arraste de FRT apresentados na Tabela 6, foi aplicado sobre dados de precipitação obtidos junto ao Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2011) para os anos de 2008, 2009, 2010 e 2011 (2008 a partir de abril e 2011 somente janeiro) em uma bacia hipotética, comparando-se com os valores tabelados atualmente aceitos pela FEPAM/RS.

Nas duas últimas linhas da Tabela 7 os valores positivos de diferença anual e anualizada, significam que houve mais arraste de fósforo que o previsto pelo método em uso pela FEPAM/RS, significando anos com mais chuvas erosivas. Já os valores negativos demonstram anos em que houve menor arraste, sinalizando decréscimo de chuvas erosivas no ano.

O resultado deste exercício comprova que há dois tipos de diferença: aquela relativa ao ano chuvoso (mais chuvas erosivas) versus anos secos (menos chuvas erosivas) e aquela entre o valor tabelado aceito pela FEPAM/RS e o valor calculado pela metodologia proposta, o que significa que não

basta observar apenas a área da bacia coberta com atividades agrícolas mas, sim, individualizá-las.

Além da variação das chuvas anuais é comum a alteração temporal de áreas agrícolas derivada das variações de mercado. Desta forma, e se utilizando a nova metodologia é possível acompanhar, ano a ano, ou mesmo em diferentes épocas dentro do mesmo ano, caso da alternância de culturas de inverno e verão, a variação espacial da contribuição de fósforo aos recursos hídricos em conjunto com a variação da precipitação e da área cultivada ou não.

Assim, para gerar um índice confiável para a proposição de valores orientativos para as bacias do Rio Grande do Sul, além de usar um valor de carga de FRT para determinada unidade de superfície (hectare, por exemplo), como os desenvolvidos neste trabalho, obrigatoriamente se deve observar o pluviograma da bacia a fim de estabelecer uma relação da quantidade de fósforo arrastado por uma chuva intensa com o arraste potencial do fósforo, diferenciando cada lugar.

Com o uso de pluviogramas é possível, à FEPAM/RS, estabelecer a exigência de uso de médias históricas de chuvas nas bacias em análise, ficando sob sua responsabilidade estabelecer o período de tempo mínimo para análise do comportamento de chuvas como foi feito, por exemplo, para o cálculo das vazões mínimas de 7 dias para período de retorno de 10 anos (índice Q_7^{10}) dos cursos d'água (Baena et al., 2004). O uso de média móvel nesses casos serve também para considerar os ciclos de variação natural ou provocada, como o ciclo de mudanças climáticas a que se está presenciando atualmente.

Portanto, recomenda-se que os valores apresentados na tabela de cargas em uso devem ser subdivididos em subcategorias, com valores obedecendo, pelo menos, aos tipos de porte de culturas arbóreas, herbáceas e campo nativo e, além disso, relacionar o novo índice de arraste de fósforo reativo total (FRT) às horas de chuva erosiva que cada bacia recebe anualmente, como forma de atender aos requisitos da individualização ambiental. Logo, as unidades dos valores aceitos na tabela da Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler/RS (FEPAM/RS), passariam a ser consideradas $t\ ha^{-1}\ h^{-1}$ de chuva.

CONCLUSÕES

1. O cálculo de carga de fósforo contaminante atualmente em uso subestima as condições brasileiras, em especial para o Rio Grande do Sul.

2. A nova metodologia permite introduzir a variação temporal como elemento de análise no processo, possibilitando que a análise para licenciamentos adote uma postura dinâmica e pontual.

LITERATURA CITADA

Amaral, A. J.; Bertol, I.; Cogo, N. P.; Barbosa, F. T. Redução da erosão hídrica em três sistemas de manejo do solo em um cambissolo húmico da região do planalto sul-catarinense. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.32, p.2145-2155, 2008.

APHA - American Public Health Association. Phosphorous. In: Clesceri, L. S.; Greenberg, A. E. Eaton, A. D. (ed.) *Standard Methods for the Examination of Water and Wasterwater*. 20.ed. Washington: American Public Health Association, 1998. p.123-148.

Avalos, J. M. M.; Fouz, P. S.; Vázquez, E. V.; González, A. P.; Bertol, I. Crop residue effects on organic carbon, nitrogen and phosphorous concentrations and loads in runoff water. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, v.40, p.200-213, 2009.

Baena, L. G. N.; Silva, D. D.; Pruski, F. F.; Calijuri, M. L. Espacialização da Q_7^{10} , $Q_{90\%}$ e $Q_{95\%}$ visando à gestão dos recursos hídricos: estudo de caso para a bacia do rio Paraíba do Sul. *Engenharia na Agricultura*, v.12, p.24-31, 2004.

Barbosa, F. T.; Bertol, I.; Luciano, R. V.; Gonzales, A. P. Phosphorous 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*, v.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*, v.28, p.485-494, 2004a.

Bertol, I.; Leite, D.; Gauadagnin, J. C.; Ritter, S. R. Erosão hídrica em um nitossolo háplico submetido a diferentes sistemas de manejo sob chuva simulada: Perdas de nutrientes e carbono orgânico. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.28, p.1045-1054, 2004b.

Bittencourt, S.; Gobbi, E. F. Carga máxima de fósforo admissível ao reservatório piraquara ii, uma aplicação do processo TMDL. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.30, p.595-603, 2006.

Bundy, L. G.; Andraski, T. W.; Powell, J. M. Management practice effects on phosphorus losses in runoff in corn production Systems. *Journal of Environmental Quality*, v.30, p.1822-1828, 2001.

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*, v.22, p.131-140, 1998.

Coletti, C.; Testezlaf, R.; Ribeiro, T. A. P.; Souza, R. T. G.; Pereira, D. A. Water quality index using multivariate factorial analysis. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.14, p.517-522, 2010.

Correll, D. L. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: A review. *Journal of Environmental Quality*, v.27, p.261-266, 1998.

Cunha, J. F.; Casarin, V.; Prochnow, L. I. Balanço de nutrientes na agricultura brasileira. *Informações Agrônomicas*, v.130, p.1-11, 2010.

Daniel, T. C.; Sharpley, A. N.; Lemunyon, J. L. Agricultural phosphorus and eutrophication: a symposium overview. *Journal of Environmental Quality*, v.27, p.251-257, 1998.

Deus, A. B. S. de; Luca, S. J. de; Prates, S. H. Estudo comparativo de cargas poluidoras na Bacia do Rio Caí/RS. In: *Simpósio Internacional Brasil/Alemanha de Gerenciamento Ambiental, Tecnologias Compatíveis e Biodiversidade*, 1997, Caxias do Sul. Anais... Caxias do Sul: UCS, 1997. CD-Rom

- Engel, F. L.; Bertol, I.; Ritter, S. R.; Paz Gonzales, A.; Nidal Vázquez, E. Soil erosion under simulated rainfall in relation to phenological stages of soybeans and tillage methods in Lages-SC-Brasil. *Soil & Tillage Research*, v.103, p.216-221, 2009.
- Gérard-Marchant, P.; Walter, M. T.; Steenhuis, T. S. Simple models for phosphorous loss from manure during rainfall. *Journal of Environmental Quality*, v.34, p.872-876, 2005.
- 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.
- Hart, M. R.; Quin, B. F.; Nguyen, M. L. Phosphorous runoff from agricultural land and direct fertilizer effects: a review. *Journal of Environmental Quality*, v.33, p.1954-1972, 2004.
- IPA - Instituto de Pesquisas Agronômicas. Seção de Ecologia Agrícola. Atlas agroclimático do Estado do Rio Grande do Sul. Porto Alegre: IPA, 1989, v.3, 296 mapas.
- INMET - Instituto Nacional de Meteorologia. <http://www.inmet.gov.br/> > 5 Jan. 2011.
- Lewis, W. M.; Wurtsbaugh, W. A. Control of lacustrine phytoplankton by nutrients: Erosion of the phosphorous paradigm. *International Review of Hydrobiology*, v.93, p.446-465, 2008.
- Littel, R. C.; Milliken, G. A.; Stroup, W. W.; Wolfinger, R. D.; Schabenberger, O. *SAS® for Mixed Models* 2.ed. Cary: SAS Institute. 2006. 824p.
- Lombardi Neto, F.; Moldenhauer, W. C. Erosividade da chuva: sua distribuição e relação com as perdas de solo em Campinas (SP). *Bragantia*, v.51, p.189-196, 1992.
- Mori, H. F.; Favaretto, N.; Pauletti, V.; Dieckow, J.; Santos, W. L. Perda de água, solo e fósforo com aplicação de dejetos líquido bovino em latossolo sob plantio direto e com chuva simulada. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.33, p.189-198, 2009.
- Peel, M. C.; Finlayson, B. L.; McMahon, T. A. Update world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences*, v. 11, p.1633-1644, 2007.
- Rast, W.; Lee, G. F. Nutrient loading estimates for lakes. *Journal of Environmental Engineering*, v.109, p.502-578, 1983.
- ROLAS - Rede Oficial de Análise de Solo e de Tecido Vegetal. 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. 400p.
- Santos, G. G.; Griebeler, N. P.; Oliveira, L. F. C. Chuvas intensas relacionadas com a erosão hídrica. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.14, p.115-123, 2010.
- SAS Institute Inc® SAS Ver. 9.1 . 3. Cary: SAS Institute. 2003. CD-Rom
- Sharpley, A. Identifying sites vulnerable to phosphorous loss in agricultural runoff. *Journal of Environmental Quality*, v.24, p.947-951, 1995.
- Sharpley, A. N.; Chapra, S. C.; Wedephol, R.; Sims, J. T.; Daniel, T. C.; Reddy, K. R. Managing agricultural phosphorus for protection of surface waters: issues and options. *Journal of Environmental Quality*, v.23, p.437-451, 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*, v.373, p.334-243, 2007.
- Steel, R. G. D.; Torrie, J. H.; Dickey, D. A. *Principles and procedures of statistics – A biometrical approach*. 3.ed. New York: McGraw-Hill: 1997. 633p.
- Swanson, N. P. A rotating-boom rainfall simulator. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, v.8 p.71-72, 1965.
- USEPA - United States Environmental Protection Agency. *Handbook for developing watershed TMDLs*. Washington: USEPA, 2008. 168p.
- Whiters, P. J. A.; Clay, S. D.; Breeze, V. G. Phosphorous transfer in runoff following application of fertilizer, manure and sewage sludge. *Journal of Environmental Quality*, v.30, p.180-188, 2001.