



Transporte de ortofosfato e de nitrato na microbacia do Ribeirão Fortuna, SC

Adilson Pinheiro¹ & Francisco C. Deschamps^{2,3}

RESUMO

Este trabalho foi a base primeira para se determinar o transporte de ortofosfato e nitrato no escoamento da microbacia do Ribeirão Fortuna, situada no município de Timbó, SC, como parte do Projeto Microbacias desenvolvido pela EPAGRI, em Santa Catarina. As coletas foram realizadas em quatro seções fluviométricas do curso de água principal e analisadas as concentrações das substâncias de interesse. Utilizou-se o modelo hidrológico IPHS1 para simulação do processo de transformação da precipitação em vazão, enquanto os parâmetros do modelo foram calibrados para uma estação fluviométrica, localizada nas proximidades e que possui série histórica de vazões médias diárias. Calcularam-se as cargas transportadas e se estabeleceram correlações entre as vazões escoadas e as cargas de ortofosfatos e nitratos. Constatou-se que as cargas específicas de ortofosfato são superiores às de nitrato e a área ocupada pelas culturas anuais e campo/pastagem na bacia explica as cargas anuais específicas estimadas de ortofosfato, porém, o uso do solo agrícola nas sub-bacias não está relacionado com o transporte de nitratos na rede de drenagem.

Palavras-chave: perdas de nutrientes, escoamento superficial, bacia agrícola

Transportation of orthophosphate and nitrate in Ribeirão Fortuna microbasin, SC, Brazil

ABSTRACT

The objective of this work was to determine the orthophosphate and nitrate loads in runoff at the Ribeirão Fortuna microbasin, located in the municipality of Timbó, in Itajaí basin. This micro-basin was monitored by the Micro-basin Project, developed by EPAGRI, in the state of Santa Catarina, Southern Brazil. Samples were collected in four fluvimetric sections along the main water course and substance concentrations were analysed. The IPHS1 hydrologic model was used for simulating the transformation process of precipitation in discharge. Model parameters were calibrated for a fluvimetric station located nearby, which has a historical series of daily average discharge. The annual loads were calculated and correlations were established between the runoff discharge and orthophosphate and nitrate loads. It was noticed that the orthophosphate specific loads are superior to the nitrate ones and the occupied area for the annual crops and pasture in the basin explains the yearly estimated specific phosphate loads. Nevertheless, the use of the agricultural soil in the sub-basins is not related to the nitrate loads in the drainage network.

Key words: nutrient losses, runoff, agricultural watershed

¹ Universidade Regional de Blumenau. Rua São Paulo, 3250, CEP 89030-000, Blumenau, SC. Fone: (47) 3221-6078. E-mail: pinheiro@furb.br

² Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina. Rodovia Antônio Heil, km 6, Itaipava, CEP 88301-970, Itajaí, SC. Fone: (47) 3341-5244.

³ Universidade do Vale do Itajaí, Rua Uruguai, 458, CEP 88302-202. Fone: (47) 3341-7500. E-mail: xicodsc@hotmail.com

INTRODUÇÃO

O escoamento de água em bacias agrícolas provoca o transporte e a perda de nutrientes essenciais para o desenvolvimento vegetal (Kyllmar et al., 2006) o que pode resultar em impactos ambientais negativos aos recursos hídricos superficiais e subterrâneos, como a ocorrência da eutrofização das massas de águas superficiais (Castillon, 2005). Além de estarem presentes na composição normal do solo, compostos de fósforo e nitrogênio são utilizados na sua fertilização, visando aumentar a produtividade na agricultura. No solo, o nitrogênio e o fósforo estão presentes em solução e também adsorvidos à fração coloidal do solo.

A avaliação das cargas anuais de poluentes em um sistema hidrológico é requerida no processo de gestão da qualidade da água. Neste processo podem ser realizadas estimativas das contribuições das fontes de poluição difusa e pontual (Dorioz et al., 2004; Vervier et al., 1999). Entre outros, pode-se avaliar o estoque no sistema fluvial (Tournoud et al., 2005), a estimativa das perdas de nutrientes em direção aos sistemas receptores (Tiemeyer et al., 2006), os efeitos das características físicas das bacias hidrográficas (Peters et al., 2006), além das análises a longo termo dos impactos da ocupação do solo (Zammit et al., 2005).

A Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina – EPAGRI vem realizando, desde 1997, com apoio do BIRD, o monitoramento da qualidade das águas de microbacias rurais dentro do Projeto de Monitoramento, Preservação e Manejo dos Recursos Hídricos de Santa Catarina. O monitoramento dos recursos hídricos superficiais das microbacias permite avaliar a velocidade dos processos de degradação e a efetividade de medidas conservacionistas implantadas no sistema por melhores práticas de manejo. Neste projeto são monitoradas 14 microbacias rurais distribuídas ao longo do Estado de Santa Catarina e coletadas amostras mensais para análise de parâmetros físicos, químicos e microbiológicos de qualidade das águas. Os pontos de coleta são distribuídos espacialmente, ao longo de cada microbacia.

Em geral, são disponibilizadas as concentrações nos pontos de coleta; no entanto, não se fizeram medições de vazões que permitissem a determinação das cargas transportadas da substância considerada. Objetivou-se, neste trabalho, realizar simulações de vazões com o modelo hidrológico IPHS1 (Tucci et al., 1989) e determinar as cargas transportadas de ortofosfato e nitrato em diferentes seções de coleta das amostras.

MATERIAL E MÉTODOS

Utilizou-se o modelo hidrológico IPHS1 com vistas a simular as vazões médias diárias e estimar as cargas anuais transportadas dos compostos ortofosfatos e nitratos em uma microbacia hidrográfica.

O modelo hidrológico IPHS1 é uma adaptação do modelo hidrológico IPH II desenvolvido por Tucci et al. (1981), com o intuito de permitir seu uso para projetos de engenharia em bacias urbanas e rurais. O modelo utiliza poucos parâmetros e é baseado em metodologias conhecidas, e se presta para

bacias que não necessitam de propagação na rede de drenagem ou onde este efeito não seja importante no processo, já que a propagação, levada em conta pelo modelo, se refere apenas ao escoamento na bacia; por outro lado, este modelo é composto dos algoritmos de perda por evaporação e interceptação, separação de escoamentos, propagação dos escoamentos superficiais e subterrâneos. Ele foi aplicado por Pinheiro et al. (2005) para estimativa dos hidrogramas de escoamento em duas microbacias localizadas na parte superior da bacia do rio Itajaí, localizado no estado de Santa Catarina.

A área de estudo do presente trabalho é a microbacia do Ribeirão Fortuna, situada no município de Timbo, Estado de Santa Catarina (Figura 1). Estabeleceram-se quatro seções de coleta de amostras de água, nas quais se realizaram as análises dos parâmetros de qualidade: FOR00 (5,42 km²), FOR50 (10,54 km²), FOR75 (9,59 km²), FOR99 (22,19 km²). Três pontos estão localizados ao longo do rio principal e ao longo de um afluente, condição em que as áreas de drenagem dos pontos FOR50 e FOR75 são similares.

As coletas foram realizadas manualmente, com frequência semanal, no período compreendido entre abril de 1998 e dezembro de 2004. O número total de amostras foi de 204. A frequência das coletas não foi uniforme ao longo do período estudado, sendo semanal no início e quinzenal ao final desse tempo; em alguns casos houve períodos sem coletas devido a problemas operacionais, principalmente nos meses de janeiro a março. As análises dos parâmetros de qualidade das águas foram realizadas no laboratório da EPAGRI, situado na estação experimental de Itajaí, através de métodos colorimétricos.

Ortiz (2003) determinou a distribuição do uso do solo nas sub-bacias, tendo considerado os seguintes usos:

- Área de floresta: abrangendo as formações arbóreas mistas, de pouca intervenção antrópica.
- Área de campo: trata da extensão de terra sem mata, incluindo-se as árvores esparsas, cobertas essencialmente de pastagens naturais ou cultivadas, de uso preferencial em criação de animais.
- Área de culturas anuais: compreendendo a superfície destinada a atividades econômicas baseadas na produção de culturas agrícolas de curto prazo tendo, geralmente, duração de um período agrícola.
- Área de piscicultura: é a superfície do terreno coberta de água, destinada à criação de peixes para fins comerciais e consumo familiar.
- Área de reflorestamento: é a superfície do terreno em situação de revegetação com espécies arbóreas cultivadas, normalmente, de forma homogênea (em lugares desflorestados).

A Tabela 1 apresenta a ocupação do solo nas áreas contribuintes dos pontos de coleta; a ocupação foi determinada com imagens do satélite LANDSAT TM 7, do ano 2000 e a classificação realizada após levantamento amostral em campo.

O solo da microbacia está destinado à cultura de arroz irrigado e à criação de peixes em escala comercial, seguidas da criação intensiva de suínos e gado de leite, habitações, campo/pastagem e são ocupadas por floresta ombrófila mista. As áreas de drenagem próximas às nascentes têm decli-

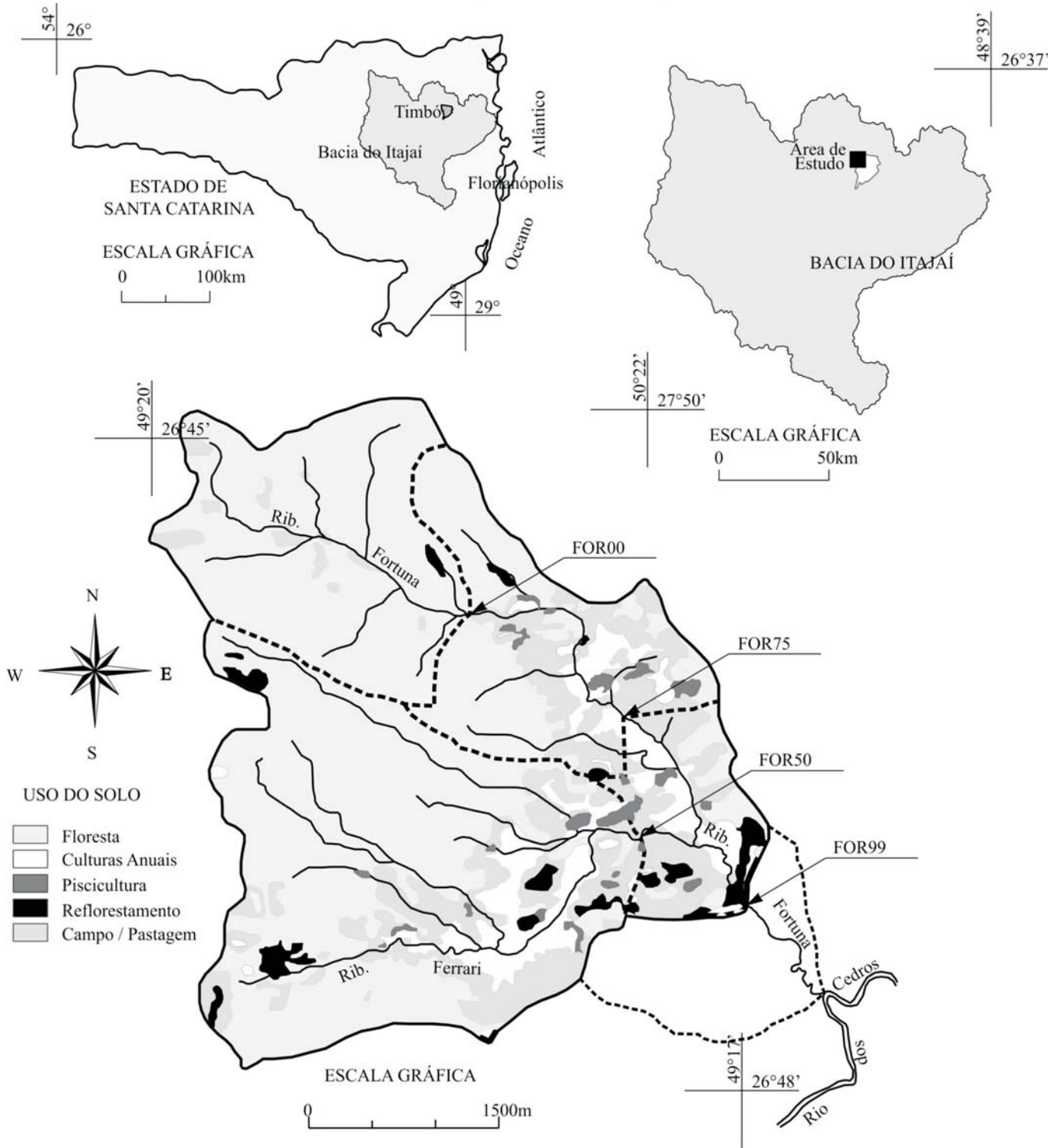


Figura 1. Localização dos pontos de coleta e uso do solo na bacia Ribeirão Fortuna

Tabela 1. Uso do solo na microbacia do Ribeirão Fortuna (km²)

Ponto de Coleta	Floresta	Campo/pastagem	Reflorestamento	Piscicultura	Culturas anuais	Total ⁽¹⁾
FOR00	5,12	0,27	0,03	0,00	0,00	5,42
FOR50	6,87	2,05	0,31	0,17	1,13	10,54
FOR75	2,28	1,09	0,06	0,18	0,56	4,18
FOR99	0,41	0,83	0,20	0,09	0,53	2,05

⁽¹⁾ área incremental entre dois pontos de coleta
 Fonte: Adaptado de Ortiz (2003)

vidade superior a 25°, floresta ombrófila mista mas com alta erosão nos acessos. A parte inferior da microbacia apresenta declividade inferior a 15° e elevada intervenção antrópica.

Cerca de 69% da microbacia são cobertos por floresta, seja ela nativa ou reflorestada. A agricultura é praticada em cerca de 10% da microbacia, embora a distribuição do uso do solo não seja homogênea na microbacia; na sub-bacia FOR00, a floresta ocupa cerca de 95% e não existem culturas anuais nem piscicul-

tura, enquanto na sub-bacia FOR99 a floresta ocupa cerca de 30%, campo/pastagem 40,5% e culturas anuais, cerca de 26%.

O modelo hidrológico IPHS1 foi calibrado para a estação fluviométrica de Benedito Novo (código 83660000, latitude 26° 47' 15", longitude 49° 21' 21") com área de drenagem de 692 km², cuja série histórica está disponível desde 1929. O período de simulação é coincidente com o período das análises das concentrações de nitrogênio e fósforo, compreendendo os anos de 1998 a 2004. Foram usados os dados pluviométricos da estação de Doutor Pedrinho (código ANA 02649017) e os dados de evapotranspiração da estação meteorológica do município de Indaial, cujos dados diários foram fornecidos pela EPAGRI.

Com os parâmetros calibrados para a estação fluviométrica de Benedito Novo, realizaram-se as simulações do processo de transformação da precipitação em vazão para as diferentes seções fluviométricas nas quais se coletaram as amostras de água.

O transporte contínuo de massa de uma substância em uma seção fluviométrica, durante um intervalo de tempo dt , é calculado por:

$$F = \int_{t_1}^{t_2} Q(t)C(t)dt \quad (1)$$

onde F é a carga de poluentes durante o intervalo de tempo dt (M), $Q(t)$ é a vazão no instante de tempo t (L³ T⁻¹) e $C(t)$ é a concentração média da substância no instante t (M L⁻³).

Quando as vazões e as concentrações não são medidas em contínuo, funções discretas devem ser aplicadas para estimação das cargas anuais de poluentes, por diferentes métodos de ajuste (Walling & Webb, 1981; Mukhopadhyay & Smith, 2000). Esses métodos se fundamentam nas séries de dados disponíveis ou em equações de regressão (Quilbé et al., 2006; Littlewood, 1995).

Desta forma, as cargas transportadas em cada seção foram calculadas multiplicando-se a concentração pela vazão

simulada nas datas em que foram coletadas as amostras de água; na seqüência se estabeleceram as correlações entre as vazões e as cargas. Diferentes modelos foram testados, tais como correlação linear, potência, exponencial ou logarítmica, em que a escolha da melhor correlação foi baseada no valor do máximo coeficiente de correlação R^2 ; com a equação de correlação, determinaram-se as cargas transportadas diariamente em cada seção de interesse.

Determinou-se o transporte anual de nutrientes pelo método denominado M3 (Walling & Webb, 1981) que considera a concentração constante durante o intervalo de amostragem, conforme:

$$F = K \sum_{i=1}^n C_i \bar{Q}_p \quad (2)$$

onde K é um fator de conversão (86400 s), C_i é a concentração instantânea (mg L⁻¹) e \bar{Q}_p é a vazão média no intervalo de amostragem (m³ s⁻¹), n é o número de dias em um ano.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A poluição agrícola é considerada de origem difusa, sendo veiculada ao longo da bacia pelo escoamento da água, com geração distribuída no espaço, enquanto seu controle é realizado, em geral, pelo emprego de medidas preventivas. Em uma bacia com atividades essencialmente agrícolas, como ocorre com a microbacia do Ribeirão Fortuna, podem surgir fontes pontuais de poluição, caso da criação de animais representada principalmente pela suinocultura e piscicultura. A evolução temporal das concentrações de poluentes de origem pontual varia em torno de um valor médio, enquanto a de origem difusa varia com a vazão escoada.

Apresentam-se, na Figura 2, as vazões simuladas para a microbacia do Ribeirão Fortuna, para o período de um ano,

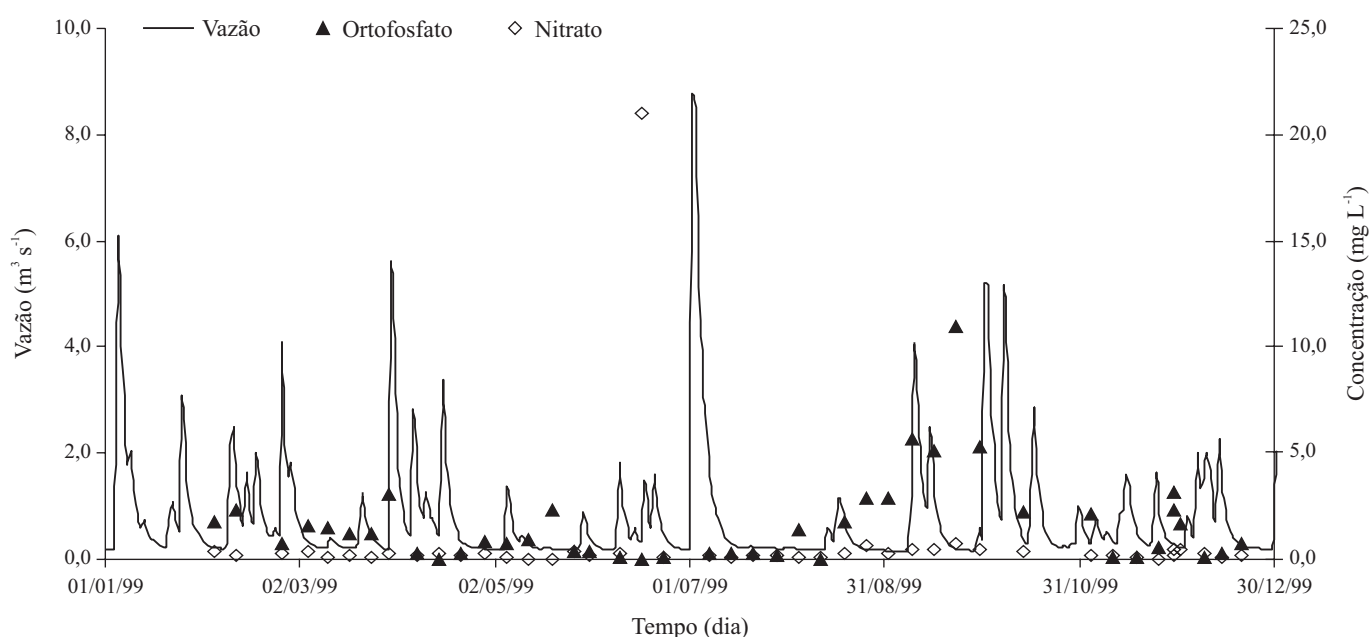


Figura 2. Vazões simuladas e concentrações medidas de ortofosfato e nitrato no ponto de coleta FOR99

na seção fluviométrica FOR99, além dos valores das concentrações medidas de ortofosfato e nitrato. Observa-se que as coletas de amostras ocorreram para diferentes fases do hidrograma porém não foram coletadas amostras em períodos com eventos de cheias mais expressivos, representadas pelas vazões máximas. Na Tabela 2 são apresentadas as vazões características simuladas e as datas de coletas; para as vazões mínimas e médias, os valores amostrais são representativos das vazões diárias simuladas. A realização de coletas a intervalos de tempo constante torna muito difícil a existência de coincidência com a ocorrência de um evento de cheia, principalmente em uma bacia na qual o tempo de resposta hidrológica é curto, da ordem de algumas horas. De acordo com EPAGRI (1998), o tempo de concentração da microbacia do Ribeirão Fortuna é de 2,5 h.

Tem-se, na Figura 3, as cargas médias mensais de ortofosfato e nitrato para o ponto de coleta FOR99. Os valores médios foram determinados para as cargas amostrais diárias disponíveis. O número de amostras disponível em cada mês é variável, podendo comprometer a estatística apresentada, pois do contrário se constata que o transporte de ortofosfato é elevado no período compreendido entre julho e outubro, no qual é realizada a aplicação de fertilizantes. A média elevada no mês de fevereiro (que apresenta número reduzido de amostras) é resultante de um evento pluvial intenso ocorrido no ano de 2000, cuja evolução mensal não é idêntica com relação ao transporte de nitrato, o qual apresenta cargas mais expressivas nos meses de outubro, novembro e março.

Tabela 2. Vazões características no ponto de coleta FOR99

Ano	Vazões diárias (m³ s⁻¹)			Vazões amostrais (m³ s⁻¹)		
	Mínimas	Médias	Máximas	Mínimas	Médias	Máximas
1998	0,13	1,05	8,62	0,13	1,05	4,66
1999	0,15	0,80	8,72	0,16	0,71	4,04
2000	0,07	0,71	10,10	0,08	0,68	6,04
2001	0,18	1,00	9,70	0,20	0,78	3,19
2002	0,10	0,66	8,00	0,14	0,99	3,80
2003	0,08	0,46	5,08	0,08	0,21	0,68
2004	0,10	0,55	9,80	0,11	0,50	1,66

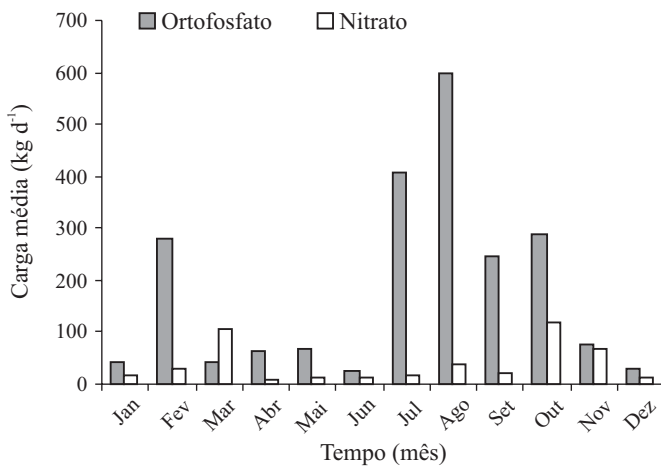


Figura 3. Cargas diárias médias de ortofosfato e nitrato na microbacia do Ribeirão Fortuna

As correlações entre as vazões simuladas e as cargas de ortofosfatos e nitratos, são apresentadas nas Figuras 4 e 5, estabelecidas para os diferentes pontos de coleta, bem como as curvas de tendência linear.

Na Tabela 3 se encontram os coeficientes angulares das curvas de regressão linear, ajustados com as vazões simula-

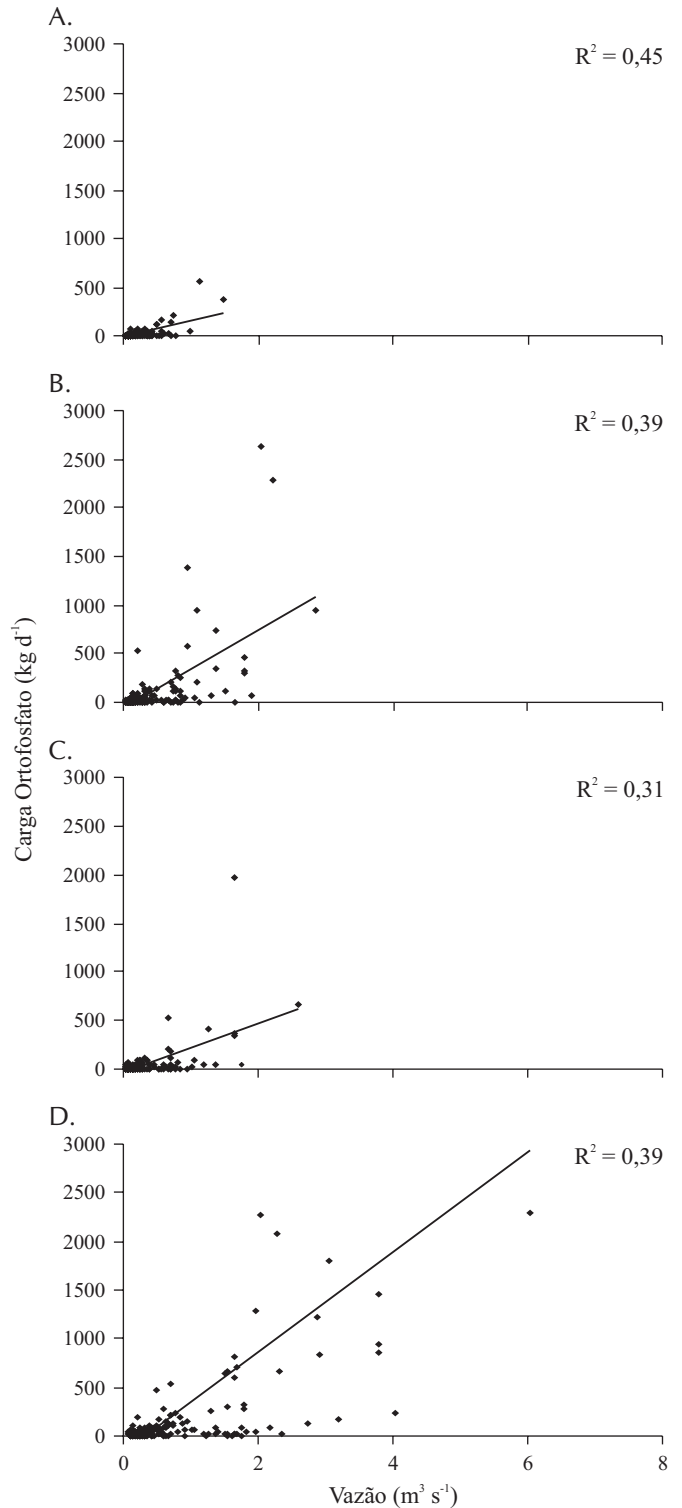


Figura 4. Correlação entre vazão e carga de ortofosfato na microbacia do Ribeirão Fortuna nos pontos de coleta (A) FOR00, (B) FOR50, (C) FOR75 e (D) FOR99

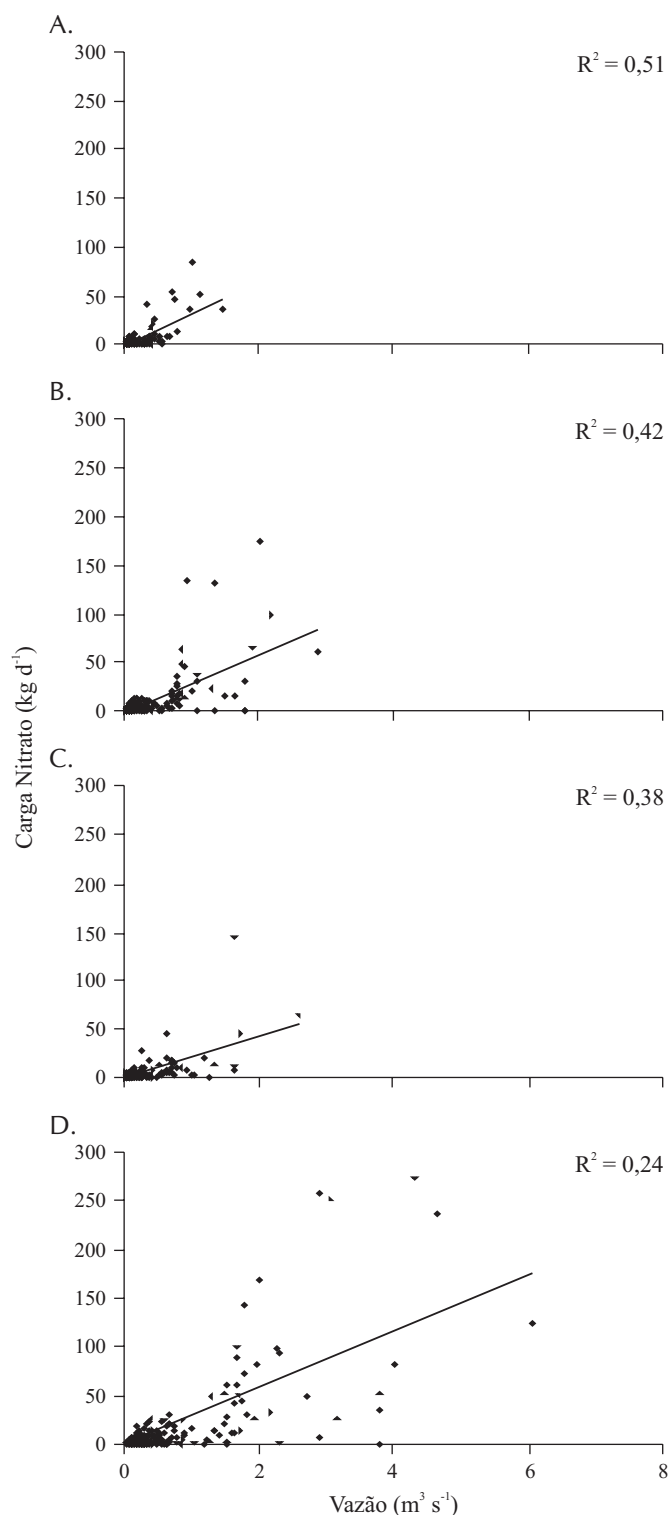


Figura 5. Correlação entre vazão e carga de nitrato na microbacia do Ribeirão Fortuna nos pontos de coleta (A) FOR00, (B) FOR50, (C) FOR75 e (D) FOR99

das e as cargas das substâncias consideradas. Observa-se, para o ortofosfato, que os coeficientes angulares das curvas lineares são crescentes com a área de contribuição; no entanto para o nitrato não se observa aumento nas inclinações das curvas lineares ajustadas.

A evolução dos coeficientes angulares dos modelos lineares

Tabela 3. Coeficientes angulares do modelo linear

Ponto de coleta	FOR00	FOR50	FOR75	FOR99
Ortofosfato	172,73	393,85	250,75	514,3
Nitrato	32,45	22,21	22,21	29,45

res para o ortofosfato, é similar à variação da ocupação do solo na bacia, em especial em relação à superfície cultivada com culturas anuais ($R^2 = 0,97$) e a campo e pastagens ($R^2 = 0,94$). Nota-se que, quanto maior a superfície de drenagem do ponto de coleta, maior também a inclinação da curva, podendo significar que as atividades agrícolas desenvolvidas na bacia são responsáveis pela contribuição em ortofosfato. Pinheiro et al. (2005) apresentam resultados similares para microbacias situadas na parte superior da bacia do Itajaí.

No caso do nitrato não é encontrada correlação entre os coeficientes angulares dos modelos lineares e as superfícies ocupadas por cada uso ou mesmo a área total da área de drenagem dos pontos de coleta; por outro lado, as contribuições de compostos de fósforo estão, em geral, associadas, sobretudo a fontes de origem pontual e os compostos de nitrogênio a poluição difusa, geradas pela agricultura (Vervier et al., 1999). Nesta microbacia outras fontes de origem pontual existem, como a suinocultura e a piscicultura, que se podem constituir em importantes fontes de nitrogênio. A concentração de NPK do efluente bruto da suinocultura é cerca de 3 vezes superior à concentração de fósforo total (Higarashi et al., 2004).

Constata-se haver uma grande dispersão dos valores, resultando em coeficientes de correlação baixos. Para o ortofosfato, os coeficientes de correlação variam entre 0,31 e 0,45 e, para o nitrato, entre 0,24 e 0,51. Coeficientes de correlação baixos para este tipo de processo têm sido relatados em outros trabalhos (Quilbé et al., 2006; Moatar & Meybeck, 2005).

A aplicação das equações ajustadas para cada ponto de coleta resulta nas perdas específicas de ortofosfato e de nitratos, apresentados na Tabela 4; esses valores correspondem a toda a superfície de contribuição da seção fluviométrica de interesse. As cargas anuais variam entre 6,51 e 62,79 $\text{kg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ para o ortofosfato e de 1,13 e 4,97 $\text{kg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ para o nitrato. Quilbé et al. (2006) estimaram, na bacia do rio Beauvillage, situada em Quebec, Canadá, a perda média de nutrientes em uma bacia de 718 km^2 , com 32% de agricultura em 1,09 $\text{kg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ para o fósforo total e, 8,12 $\text{kg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ para o nitrogênio total. Kyllmar et al. (2006), estimaram, em bacias na Suécia, perdas anuais de nitrogênio total variando entre 2 e 41 $\text{kg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ e de 0,1 a 0,9 $\text{kg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ de fósforo total.

As perdas anuais são relativamente altas quando comparadas com os totais de nutrientes aplicados em culturas anuais, nos quais a quantidade varia em função de diferentes fatores, tais como disponibilidade de nutrientes do solo, tipo de culturas e produtividade desejada, dentre outros; em média, o aporte de fósforo é da ordem de 250 a 300 $\text{kg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ e de nitrogênio é de 150 a 200 $\text{kg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$. As percentagens da área das bacias contribuintes ocupadas pelas culturas anuais são de 0, 10,7, 13,4 e 25,7, para os quatro pontos de coleta em estudo; constata-se, então, que a contribuição, tanto em ortofosfato quanto em nitrato, provém de outras ocupações pois na área

Tabela 4. Cargas específicas calculadas de ortofosfato e nitrato na microbacia do Ribeirão Fortuna

Ano	Precipitação Total ¹ (mm)	Cargas de ortofosfato (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)				Cargas de nitrato (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)			
		FOR00	FOR50	FOR75	FOR99	FOR00	FOR50	FOR75	FOR99
1998	2241,6	20,67	50,66	32,35	62,79	4,23	3,22	3,17	4,97
1999	1620,5	14,54	35,62	22,81	43,84	3,00	2,36	2,31	3,79
2000	1665,9	12,84	31,26	20,03	38,44	2,67	2,05	2,01	3,35
2001	2067,7	19,68	47,34	30,29	58,35	4,05	3,06	3,01	4,74
2002	1617,5	10,41	26,89	17,31	32,57	2,21	1,83	1,79	3,07
2003	1214,6	6,51	16,32	10,55	19,57	1,40	1,17	1,13	2,14
2004	1441,8	8,11	20,03	12,96	24,02	1,75	1,44	1,40	2,53
R ²		0,93	0,94	0,94	0,94	0,94	0,94	0,94	0,94

¹Estação Timbó Novo (código 2649004)

contribuinte de FOR00 não se identifica a existência desta atividade agrícola. Além disto, os pontos de coleta FOR00 e FOR50 estão situados na parte superior de dois cursos de água diferentes. FOR75 considera os efeitos registrados no ponto FOR00 enquanto o ponto FOR99 integra todos os efeitos registrados nos demais pontos. A perda média de ortofosfato no período foi de 13,25 kg ha⁻¹ ano⁻¹ no ponto FOR00 e de 32,59 kg ha⁻¹ ano⁻¹ no ponto FOR50, enquanto a perda específica no segundo ponto é cerca de 2,50 superior ao primeiro.

Em termos de nitratos, as perdas médias foram de 2,8 e 2,2 kg ha⁻¹ ano⁻¹, respectivamente, significando que a perda de nitrato foi maior na área contribuinte com maior cobertura florestal (cerca de 95%); por sua vez, uma análise de regressão entre as cargas transportadas e a precipitação total anual (Tabela 4), resulta em valores elevados dos coeficientes de correlação R², da ordem de 0,94, indicando que as condições de precipitação anual podem exercer influência significativa sobre as cargas transportadas de nitratos.

Ressalta-se que o transporte da poluição difusa está associado a intensidade da precipitação que ocorre nos eventos pluviométricos, quando é gerado escoamento direto. Por outro lado, a precipitação anual pode exercer um efeito sobre o transporte de poluentes produzidos em atividades agrícolas pontuais, em áreas impermeabilizadas, geradoras de escoamento direto para qualquer intensidade pluviométrica, como são as coberturas, pátios entre outras superfícies com estas características.

CONCLUSÕES

1. A área ocupada pelas culturas anuais e campo/pastagem na bacia hidrográfica do Ribeirão Fortuna explica as cargas anuais específicas estimadas de ortofosfato.
2. O uso do solo agrícola nas sub-bacias não está relacionado com o transporte de nitratos na rede de drenagem.
3. As cargas anuais de ortofosfatos são superiores as de nitratos, tendo variado entre 6,51 e 62,79 kg ha⁻¹ ano⁻¹ e entre 1,13 e 4,97 kg ha⁻¹ ano⁻¹, respectivamente.

AGRADECIMENTOS

Ao Laboratório de Águas de Estação Experimental de Itajaí da EPAGRI, pela disponibilização dos dados de qualida-

de das águas e ao CIRAM-EPAGRI, pelo fornecimento dos dados hidrometeorológicos.

LITERATURA CITADA

- Castillon, P. Le phosphore: Sources, flux et rôles pour la production végétale et l'eutrophisation, INRA Productions Animales, v.18, n.3, p.153-158, 2005.
- Dorioz, J. M.; Quetin, P.; Lazzarotto, J.; Orand, A. Bilan du phosphore dans un bassin versant du lac Léman: conséquences pour la détermination de l'origine des flux exportés. Revue des Sciences de l'Eau, v.17, n.3, p.329-354, 2004.
- EPAGRI – Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina. Inventário das terras em microbacias hidrográficas. Florianópolis: EPAGRI, 1998, 62p.
- Higarashi, M. M.; Oliveira, P. A.; Kunz, A.; Rangel, K. A.; Mendes, G. L.; Matei, R. M. Avaliação de um sistema compacto para o tratamento de efluentes da suinocultura, Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, n.5. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2004. 26p.
- Kyllmar, K.; Carlsson, C.; Gustafson, A.; Ulén, B.; Johnsson, H. Nutrient discharge from small agricultural catchments in Sweden: characterisation and trends. Agriculture, Ecosystems & Environment, v.115, n.1-4, p.15-26, 2006.
- Littlewood, I. G. Hydrological regimes, sampling strategies, and assessment or errors in mass load estimates for United Kingdom river, Environment International, v.2, n.2, p.211-220, 1995.
- Moatar, F.; Meybeck, M. Compared performances of different algorithms for estimating annual nutrient loads discharged by the eutrophic river Loire, Hydrological Processes, v.19, n.2, p.429-444, 2005.
- Mukhopadhyay, B.; Smith, E. H. Comparison of statistical methods for estimation of nutrient load to surface reservoirs for sparse data set: application with a modified model for phosphorus availability. Water Research, v.34, n.12, p.3258-3268, 2000.
- Ortiz, A. I. Indicadores de qualidade da água em microbacias agrícolas. Blumenau: FURB, 2003. 143p. Dissertação Mestrado
- Peters, N. E.; Shanley, J. B.; Aulenbach, B. T.; Webb, R. M.; Campbell, D. H.; Hunt, R.; Larsen, M. C.; Stallard, R. F.; Troester, J.; Walke, J. F. Water and solute mass balance of five small, relatively undisturbed watersheds in the U.S. Science of The Total Environment, v.358, n.1-3, p.221-242, 2006.

- Pinheiro, A.; Riekmann, C. G.; Gosmann, H. A. Avaliação das perdas de nitrogênio e fósforo em bacias rurais. In: Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 16, 2005, Anais... João Pessoa: ABRH, 2005, p.1-12.
- Quilbé, R.; Rousseau, A. L.; Duckemin, M.; Pouli, A.; Gangbazo, G.; Villeneuve, J. P. Selecting a calculation method to estimate sediment and nutrient loads in streams: Application to the Beaurivage river (Québec, Canadá), *Journal of Hydrology*, v.326, n.1-4, p.295-310, 2006.
- Tiemeyer, B.; Kahle, P.; Lennartz, B. Nutrient losses from artificially drained catchments in North-Eastern Germany at different scales, *Agricultural Water Management*, v.85, n.1-2, p.47-57, 2006.
- Tournoud, M. G.; Perrin, J. L.; Gimbert, F.; Picot, B. Spatial evolution of nitrogen and phosphorus loads along a small Mediterranean river: Implication of bed sediments, *Hydrological Processes*, v.19, n.18, p.3581-3592, 2005.
- Tucci, C. E. M.; Lopes, M. S.; Sanches, J. Modelos matemáticos precipitação-vazão IPH II. *Cadernos de Recursos Hídricos*, n.3, 1981. 64p.
- Tucci, C. E. M.; Zamanillo, E. A.; Pasinato, H. D., Sistema de simulação precipitação – vazão IPHS1. Porto Alegre: IPH-UFRGS, 1989. 66p.
- Vervier, P.; Pinheiro, A.; Fabre, A.; Pinay, G.; Fustec, E. Phosphorus point-source and nitrate nonpoint source pollution along an agricultural river. *Water Research*, v.33, n.1, p.95-104. 1999.
- Walling, D. E.; Webb, B. W. The reliability of suspended sediment load data. In *Erosion and Sediment Transport Measurement*. IAHS Publication, n.133. pp.177-194, 1981.
- Zammit, C.; Sivapalan, M.; Kelsey, P.; Vinney, N. R. Modelling the effects of land-use modifications to control nutrient loads from an agricultural catchment in Western Australia. *Ecological Modelling*, v.187, n.1, p.60-70. 2005.