

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE CIÊNCIAS RURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO**

**FLUXOS DE FÓSFORO EM UMA BACIA
HIDROGRÁFICA SOB CULTIVO INTENSIVO NO
SUL DO BRASIL**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Marco Antonio Lenz Scotto

**Santa Maria, RS, Brasil
2014**

FLUXOS DE FÓSFORO EM UMA BACIA HIDROGRÁFICA SOB CULTIVO INTENSIVO NO SUL DO BRASIL

Marco Antonio Lenz Scotto

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM-RS), como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Ciência do Solo**

Orientador: Prof. Jean Paolo Gomes Minella

**Santa Maria, RS, Brasil
2014**

**Universidade Federal De Santa Maria
Centro De Ciências Rurais
Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo**

**A Comissão Examinadora, abaixo assinada,
aprova a dissertação de mestrado**

**FLUXOS DE FÓSFORO EM UMA BACIA
HIDROGRÁFICA SOB CULTIVO INTENSIVO NO
SUL DO BRASIL**

elaborada por
Marco Antonio Lenz Scotto

Como requisito parcial para obtenção do grau de
Mestre em Ciência do Solo

COMISSÃO EXAMINADORA:

Jean Paolo Gomes Minella, Dr.
(Presidente/Orientador)

André Carlos Cruz Copetti, Dr. (UNIPAMPA)

Thomé Lovato, Dr. (UFMS)

Santa Maria, 08 de setembro de 2014

AGRADECIMENTO

À Universidade Federal de Santa Maria e ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo pela oportunidade de realização do curso de mestrado.

À minha mãe Jussara Martins Lenz, meu pai João Carlos Scotto, e meus irmãos Carlos André e João Pedro, por todos os momentos compartilhados durante este período, conversas, apoio e incentivo.

À minha namorada Luiza Elesbão Sbrissa, pelo apoio e incentivo constante para a conclusão deste trabalho.

Ao professor e orientador Jean Paolo Gomes Minella, pela dedicação, apoio, paciência e conselhos.

Ao Doutorando Mohsin Zafar, pelo companheirismo durante todo o período, ao apoio durante as coletas, às horas de trabalho compartilhadas, conselhos, auxílios e à amizade que se criou.

Ao Grupo das Bacias Hidrográficas, pela convivência, apoio e as conversas.

Aos colegas de graduação e mestrado Renan Gonzatto e Tadeu Luis Tiecher pela amizade e horas de estudo compartilhadas durante estes dois anos.

Aos colegas de laboratório pela convivência, pela amizade, apoio prestado e os conhecimentos compartilhados.

RESUMO

Dissertação de Mestrado
Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo
Universidade Federal de Santa Maria

FLUXOS DE FÓSFORO EM UMA BACIA HIDROGRÁFICA SOB CULTIVO INTENSIVO NO SUL DO BRASIL

AUTOR: MARCO ANTONIO LENZ SCOTTO
ORIENTADOR: JEAN PAOLO GOMES MINELLA
Data e Local da Defesa: Santa Maria, 08 de setembro de 2014

Ecossistemas de água doce são crucialmente importantes, pois fornecem água para usos múltiplos, incluindo para o consumo humano e animal, para irrigação e lazer. No entanto, a sua qualidade pode sofrer alterações significativas, devido a intervenções antrópicas que podem elevar os níveis de fósforo (P) na água e nos sedimentos. Com a mobilização do P via processos erosivos, este podendo ser carregado aos rios e acumular-se em níveis críticos, podendo ter efeitos maléficos. Sendo assim, o objetivo geral do trabalho foi descrever a variabilidade espacial e temporal do fluxo de fósforo na bacia hidrográfica do rio Guaporé, com alta variabilidade de relevo, uso e manejo do solo. Amostras de água do fluxo natural, de sedimentos em suspensão e depositados no leito do curso d'água foram coletadas. O período compreendeu de dezembro de 2012 a setembro de 2013. A concentração total de fósforo (PT) variou de 403,4 a 2752,8 mg kg⁻¹ nos sedimentos em suspensão; e 513,4 a 1,566,9 mg kg⁻¹ nos sedimentos de fundo. Nas amostras de água, fósforo total variou entre 0,010 e 0,543 mg L⁻¹. A concentração de carbono orgânico total (COT) variou de 2,11 até 7,83% nos sólidos em suspensão e de 1,5 para 4,1% nos sedimentos do leito. Em padrões sazonais, o estudo mostrou que os pontos agrícolas com plantio convencional e sob influência de ambientes urbanos exportam concentrações significativamente maiores de sedimentos em suspensão e fósforo total do que o controle natural (floresta).

Palavras-chave: Qualidade da água; Exportação fluvial; Usos do solo; Mudanças climáticas.

ABSTRACT

Master Dissertation
Post-Graduate Program in Soil Science
Federal University of Santa Maria

**PHOSPHORUS FLUXES IN A WATER BASIN UNDER INTENSIVE
AGRICULTURE IN SOUTHERN BRAZIL.**

AUTHOR: MARCO ANTONIO LENZ SCOTTO

ADVISOR: JEAN PAOLO GOMES MINELLA

Date and Place of Defense: Santa Maria, September 08th, 2014

Eco-environments from sweet water are crucially important, as they provide water for multiple purposes, including human and animal consumption, irrigation and entertainment. However, its quality can suffer significant alterations due to anthropogenic interventions capable to elevate phosphorous (P) level in water and sediments. Due to phosphorus mobilization by erosive processes, it can be carried into the rivers and accumulate up to critical levels leading to malefic effects. Therefore, the purpose of this research was to describe the spatial and temporal variability of phosphorus flow in Guaporé river watershed, with high variability of use and management of soil and relief. Samples from natural flow water, suspended sediments and the ones deposited into the water course bed were collected from December of 2012 to September of 2013. Total concentration of phosphorus (PT) ranged from 403,4 to 2752,8mg kg⁻¹ in suspended sediments and from 513,4 to 1.566,9 mg kg⁻¹ in the bed sediments. Total Phosphorus ranged from 0,010 to 0,543 mg L⁻¹ in the water samples. Organic carbon (COT) ranged from 2,11 to 7,83% in suspended solids and from 1,5 to 4,1% in the bed sediments. In sazonal patterns, the study demonstrated that agricultural sites with conventional planting and influenced by urban environments export significantly higher concentrations of suspended sediments and total phosphorus than natural control (forest).

Keywords: Water Quality, Fluvial Export, Soil Uses, Climatic Changes.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	7
2 OBJETIVOS.....	9
2.1 Objetivo Geral	9
2.2 Objetivos Específicos	9
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	10
3.1 Erosão hídrica e a degradação do solo e da água	10
3.2 Impacto da agricultura na dinâmica de P nos recursos hídricos.....	12
3.3 Influência do meio urbano na qualidade da água	15
3.4 Monitoramento das descargas de solutos	17
3.5 Processos químicos na escala de bacia hidrográfica	19
3.6 Padrões espaciais e temporais de transferência	23
4 METODOLOGIA	28
4.1 Área de estudo	28
4.2 Caracterizações dos pontos de monitoramento	31
4.3 Monitoramento hidrossedimentométrico.....	38
4.4 Análises laboratoriais	43
5 RESULTADOS.....	45
5.1 Fósforo total e Fósforo solúvel nas amostras de água	45
5.2 Fósforo total nas amostras de sedimentos em suspensão dos “torpedos”	46
5.3 Fósforo total nas amostras de sedimentos depositados no leito do canal fluvial	48
5.4 Carbono orgânico total nas amostras de sedimentos em suspensão dos “torpedos”, e nas amostras de sedimentos depositados no leito do canal fluvial	50
5.5 Monitoramento hidrossedimentológico no exutório da bacia hidrográfica.....	53
6 DISCUSSÃO	55
6.1 Comparação do P entre os compartimentos fluviais	55
6.2 Análise espacial.....	57
6.3 Análises das variações nas concentrações de Fósforo total, nos diferentes tipos de coleta, nos pontos situados no canal principal da bacia hidrográfica.....	66
6.4 Análises das variações nas concentrações de Fósforo total, nos diferentes tipos de coleta, nos pontos situados em sub-bacias.....	70
6.4 Análises das variações nas concentrações de Fósforo total, nos diferentes tipos de coleta, nos pontos situados em microbacias	72
7 CONCLUSÃO	77
8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	79

1 INTRODUÇÃO

O contínuo aumento populacional tem trazido grandes discussões sobre a quantidade de oferta de alimento que consiga suprir as necessidades de todos. Junto com isso, outra forte preocupação é que haja água em quantidade e qualidade suficiente.

Esse crescimento na demanda de alimentos fez com que houvesse um aumento nas áreas de cultivo, principalmente com o uso de irrigação e da aplicação de fertilizantes, como uma estratégia de aumento de produtividade da agricultura.

Porém, essas aplicações sucessivas e excessivas de fertilizantes que contém fósforo (P) em sua composição podem elevar os teores desse elemento no ambiente ao longo do tempo, especialmente devido à mobilização do P pelo escoamento e por processos erosivos, podendo ser carregado aos rios e acumular-se a níveis críticos, podendo ter efeitos maléficos.

Nesse contexto, é de suma importância a geração de informações sobre a quantificação de fósforo nos diferentes compartimentos fluviais (água, sedimentos em suspensão e sedimentos nos depósitos), considerando a sua variabilidade temporal e espacial. Com isso, pode-se compreender melhor a magnitude dos fluxos desses elementos, em quais compartimentos eles devem ser monitorados e como a variabilidade espacial e temporal deve ser incorporada dentro dos projetos de monitoramento a fim de descrever corretamente esses fluxos nas condições de estudo em questão. Além disso, trará informações técnicas para determinar como o uso em excesso de fertilizantes afetam os recursos hídricos, a biodiversidade e o ser humano.

É de domínio geral a importância ambiental e como o manejo inadequado do solo na agricultura altera o meio ambiente, provocando conseqüências ruins não só para o solo, mas também para os recursos hídricos. Segundo a Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO, 2011) 25

% dos solos encontram-se em estágio avançado de degradação, especialmente devido à erosão. O maior problema da qualidade das águas é a sua contaminação por excesso de nutrientes (UN WWAP, 2009) e o uso de fertilizantes na agricultura é o principal causador dessa contaminação difusa nas águas em áreas rurais (SHARPLEY et al., 1992).

Já em áreas urbanas, tem-se que o problema de qualidade das águas se dá por descarga de esgoto e, também, por efluentes industriais. Segundo UNICEF (2008), a contaminação dos cursos de água, devido à falta de tratamento e de disposição adequada de esgotos domésticos, constitui uma das maiores fontes de poluição hídrica. No setor industrial estima-se que, a cada ano, o lançamento de esgoto nos corpos de água chegue de 300 a 400 milhões de toneladas de metais pesados, solventes, lodo tóxico e outros resíduos, (UN WWAP, 2009).

Sendo assim, os estudos relacionados à quantificação e ao monitoramento das características físicas, químicas e biológicas dos recursos hídricos resulta em dados fundamentais para que se tenha posse do reconhecimento e da abordagem e, assim, se possa chegar a uma solução para os problemas de qualidade dos corpos hídricos.

Sendo assim, objetivou-se nesse estudo estudar a variação espacial e temporal do fluxo de fósforo no Rio Guaporé, pertencente a uma bacia hidrográfica do Rio Grande do Sul, que tem como característica os diferentes usos e manejo do solo e uma grande diversidade no relevo. A partir disso, deseja-se compreender as tendências, tanto no espaço como no tempo com maior risco ambiental e, assim, tomar medidas para remediar as áreas críticas e retomar gradativamente a qualidade do ambiente.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

O objetivo geral do trabalho é descrever a variabilidade espacial e temporal do fluxo de fósforo na bacia hidrográfica do rio Guaporé (RS) em diferentes compartimentos fluviais (água, sedimento em suspensão e fundo) para indicar o potencial de poluição e os mecanismos de transferência desse nutriente/poluinte.

2.2 Objetivos Específicos

Avaliar os padrões temporais (intra-evento, intra-anual) e espacial das descargas líquidas, sólidas e a concentração de P na seção principal do rio.

Determinar as quantidades de P mobilizados na forma dissolvida e adsorvida a sedimentos.

Localizar as principais regiões na bacia com maior geração de fósforo, bem identificar as particularidades da bacia que causam o problema.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Erosão hídrica e a degradação do solo e da água

O atual aumento populacional mundial, acompanhado da elevação nos níveis na qualidade de vida, tem gerado uma maior demanda por bens de consumo, o que determinou o aumento na necessidade de alimentos e energia, tornando a agropecuária um dos pontos principais para sustentar a evolução socioeconômica do Brasil (BARBOSA et al., 2009).

Para alimentar uma maior população, é necessário que haja uma ampliação na produtividade agrícola. Nos países em desenvolvimento, a produtividade agrícola está relacionada com o uso da irrigação somado a um aumento na utilização de fertilizantes e agrotóxicos. Esse tipo de manejo poderá gerar um aumento na poluição das águas, que por sua vez também são utilizadas para a irrigação, intensificando a contaminação dos solos.

O uso intensivo do solo, muitas vezes, ocorre de forma inadequada, o que pode causar depauperamento do mesmo. A abertura de novas áreas ou o uso de áreas inadequadas para o cultivo são alguns dos pontos mais críticos, sendo locais altamente suscetíveis a ações de processos erosivos, pois as atividades que envolvem o seu cultivo tendem a elevar a exposição do solo às ações das chuvas, pela retirada e/ou incorporação do material vegetal presente na superfície da área.

A erosão ocorre pela desagregação e transporte de sedimentos, e quando a energia que promove o deslocamento das partículas cessa ocorre à deposição (MORGAN, 2005). O primeiro estágio, da degradação, ocorre em geral pelo impacto da gota de água, proveniente de chuva natural ou artificial, causando a desagregação das partículas. As partículas de argila apresentam resistência à desagregação por possuírem cargas elétricas em sua superfície, já nas partículas

de areia essa resistência existe devido ao seu peso. Materiais mais finos como a matéria orgânica e a argila são mais facilmente transportados, por possuírem um baixo peso, em contrapartida as frações mais grossas, como as de areia, são as que apresentam maior resistência ao transporte, sendo menor esse deslocamento de material realizado pela ação da água. A deposição ocorre no mesmo sentido, a fração argila é transportada por uma distancia mais longa, e é depositada apenas quando a água se torna estática, e então pode infiltrar ou evaporar, assim depositando as partículas que estavam sendo carreadas.

A erosão hídrica é um processo complexo que se manifesta de diferentes formas e intensidades, variando conforme características físicas e químicas do solo, de acordo com a cobertura feita por vegetação ou materiais em decomposição, com a topografia, com o clima e as atividades exercidas pelo homem, como o cultivo e as práticas conservacionistas empregadas. Dentro deste contexto, a cobertura do solo é o fator isolado com maior impacto sobre a erosão (FOSTER, 1982), a qual agride tanto o solo diretamente, como a qualidade da água de forma indireta. Diretamente pelo efeito toxico ou indiretamente por causar um desequilíbrio na condição natural.

Os sedimentos finos tendem a atrair nutrientes como o fósforo e contaminantes tóxicos, como agrotóxicos, dessa forma alterando as propriedades químicas da água que entram em contato com estes sedimentos (CARR & NEARY, 2008).

Os impactos no meio ambiente podem ser determinados de duas formas, sendo “no local” e “fora do local”, na primeira situação estão os danos causados diretamente ao solo em que está ocorrendo à degradação, e podem ser elencados todos os malefícios causados pela retirada de uma fração deste solo, na segunda situação caracterizam-se os danos causados em um ponto distante do local em que a erosão ocorre, esses efeitos são causados pelo deslocamento do material da fonte de erosão para um segundo ponto, onde esses materiais transportados pela água podem ser depositados, tendo efeitos deletérios, tanto ao solo do local como à água, pela redução de sua qualidade devido ao transporte de substancias química (MINELLA et al., 2010).

3.2 Impacto da agricultura na dinâmica de P nos recursos hídricos

É crescente a preocupação em relação à escassez e qualidade dos recursos hídricos, antes considerados inalteráveis, chegaram a um patamar de resiliência, em que sua recuperação não se dará de forma natural. A contaminação por excesso de nutrientes tornou-se o problema relacionado à qualidade da água mais comum em todo o planeta (UN WWAP, 2009). Muitas fontes naturais de água se exauriram pelo mau uso e manejo incorreto destes recursos.

As atividades agropecuárias aparecem como uma das principais fontes de contaminação difusa em áreas rurais, pois muitos nutrientes fornecidos na forma de fertilizantes podem ser deslocados para a água (SHARPLEY et al., 1992).

As atividades agrícolas em todo o mundo contribuem significativamente tanto para a economia, por meio da geração de recursos comercializáveis, quanto para geração de poluentes, com efeitos deletérios ao ambiente. Os sistemas de cultivo intensivo, a crescente concentração de pecuária por meio de confinamentos, as criações de suínos e aves de forma concentrada e as operações de aquicultura podem contribuir para a poluição de águas superficiais e subterrâneas (IGNAZI, 1993).

É cada vez maior a preocupação com os aumentos de escoamento de resíduos de fontes de nitrogênio, fósforo e da contaminação por agrotóxicos, em águas superficiais e subterrâneas. Um estudo comparativo de fontes de poluição doméstica, industrial e agrícola da zona costeira dos países do Mar Mediterrâneo constatou que a agricultura é a principal fonte de sedimentos e de fósforo (UNEP, 1996).

De maneira geral, as atividades agrícolas contribuem, de forma substancial, para o fluxo de transferência de nutrientes para os corpos d'água. Nos Estados Unidos, por exemplo, admite-se que entre 50 a 60% da carga poluente que contamina os lagos e os rios, são provenientes da agricultura (GBUREK & SHARPLEY, 1998), enquanto na Europa se considera que entre 24 a

71% do total de fósforo transferido para os rios são originados de áreas agrícolas (VIGHI, 1987).

A elevação na demanda por produtos de origem agrícola tem gerado efeitos diretos na forma como estes são produzidos, essa situação tem levado a um aumento nos valores de comercialização dos produtos agropecuários, elevando conseqüentemente os preços para compra e aluguel de áreas rurais. A elevação destes valores tem aumentado a concorrência, e demandado uma maior eficiência de trabalho e produtividade das áreas, obrigando os produtores a modificarem suas técnicas de cultivo e manejo.

Apesar da evolução das técnicas de produção, o uso de produtos químicos é um dos mais sérios fatores de deterioração da qualidade dos recursos hídricos. Para que maiores rendimentos por área sejam alcançados, geralmente, são aplicadas quantidades de fósforo superiores ao que é demanda pelas culturas agrícolas (CUNHA *et al.*, 2010).

A fração excedente de fósforo que é aplicada ao solo, pode ser carregada através de processos erosivos (SANTOS *et al.*, 2010). A erosão hídrica, por meio do escoamento superficial da água e a conseqüente degradação do solo e produção de sedimentos, é um dos principais meios de contaminação dos recursos hídricos em áreas agrícolas quanto ao aumento dos níveis de fósforo (ISHERWOOD, 2000). A concentração de fósforo nos sedimentos gerados da erosão pode ser até o dobro da concentração de P encontrada no solo, estes sedimentos sendo carregados até os rios podem provocar a contaminação das águas (WALLING, 1999).

Estudos realizados nos Estados Unidos apontam que a poluição gerada pelos elementos fósforo e nitrogênio, gera um custo de cerca de US\$ 4,3 bilhões ao ano, estes gastos são provenientes da necessidade de tratamento da água, na construção de instalações e para trabalhos de proteção de espécies aquáticas afetadas pela poluição (CHATTERJEE, 2009). No Brasil o problema não deve ter uma dimensão menor, e ainda pode ser agravado devido às condições de infraestrutura das cidades, quanto as redes de saneamento básico.

A Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO) compilou um resumo de impactos comuns das atividades agrícolas sobre recursos hídricos superficiais e subterrâneos (Tabela 1).

Tabela 1. Principais impactos das atividades agrícolas sobre a qualidade da água

Atividades agrícolas	Impactos	
	Águas superficiais	Águas subterrâneas
Aração/gradeação	Sedimentos/turbidez: sedimentos carregam P e agrotóxicos adsorvidos em partículas; assoreamento de leitos de rios e perda de habitat	Compactação do solo, reduzindo a infiltração da água que recarrega o lençol freático
Adubação	Escoamento superficial de nutrientes, especialmente fósforo, levando à eutrofização e provocando alterações de sabor e odor; proliferação de algas, levando à desoxigenação da água e à mortalidade de peixes	Lixiviação de nitrato para as águas subterrâneas; níveis excessivos representam ameaça à saúde humana
Aplicação de dejetos animais	Realizado como atividade de adubação; em terrenos resulta em altos níveis de contaminação das águas por agentes patogênicos, metais pesados, P e N, que levam à eutrofização; pode disseminar antibióticos e outros produtos farmacêuticos administrados nos animais	Contaminação, por N, especialmente
Agrotóxicos	Escoamento de agrotóxicos, provocando contaminação da água e da biota; disfunção do sistema ecológico nas águas pela perda dos principais predadores devido à inibição de crescimento e ao fracasso reprodutivo; impactos sobre a saúde humana pela ingestão de peixes contaminados.	Alguns agrotóxicos podem se infiltrar nas águas subterrâneas, a partir de poços contaminados, provocando problemas à saúde humana
Confinamento de animais	Contaminação por muitos agentes patogênicos, levando a problemas crônicos de saúde; contaminação por metais pesados, antibióticos e outros compostos farmacêuticos contidos na urina e fezes	Lixiviação potencial principalmente de N e metais às águas subterrâneas
Irrigação	Escoamento de sais, provocando a salinização das águas; escoamentos de fertilizantes e agrotóxicos, provocando danos ecológicos, bioacumulação em espécies de peixes comestíveis.	Enriquecimento das águas subterrâneas com sais e nutrientes (especialmente nitrato).
Corte de florestas	Erosão do terreno, levando a altos níveis de turbidez dos rios, assoreamento do habitat bentônico. Deturpação e alteração do regime hidrológico, muitas vezes com perda de riachos perenes, provocando problemas de saúde devido a perdas de água potável	Mudanças no regime hidrológico – aumento do escoamento superficial e diminuição das recargas de águas subterrâneas, diminuindo os fluxos em períodos de estiagem e a concentração de nutrientes e contaminantes na água
Silvicultura	Ampla gama de efeitos: escoamento de agrotóxicos e contaminação de águas e peixes; problemas de erosão e sedimentação	Compactação do solo limita a infiltração
Aquicultura	Liberação de agrotóxicos e altos níveis de nutrientes para as águas superficiais e subterrâneas, pela ração e pelas fezes, levando a sérios problemas de eutrofização.	

Fonte: FAO, 1996 – modificado

Para o consumo humano, o enriquecimento das águas por P não tem maiores problemas ou efeitos, pois este é um elemento requerido em altas quantidades por animais, porém o acúmulo de fósforo pode gerar sérios efeitos aos ecossistemas aquáticos, devido ao processo de eutrofização das águas (MORI et al., 2009). Os níveis fósforo a partir de 0.001 a 0.03 mg.L⁻¹ são suficientes para dar início ao fenômeno da eutrofização (RAST & LEE, 1983). Este fenômeno possibilita a proliferação de algas, de forma elevada, podendo causar a redução da penetração da luz na água pelo excesso de plantas, o que impede que oxigênio, produzido por elas durante a fotossíntese, seja dissolvido na água, ocorrendo uma redução drástica nos níveis de oxigênio dissolvido na água, e também a decomposição de vegetais mortos reduz ainda mais os níveis de oxigênio, culminando na morte de grande número de peixes e outros organismos (RESENDE, 2002).

3.3 Influência do meio urbano na qualidade da água

A contaminação dos recursos hídricos, geralmente pode ser associada a excessos de nitrogênio e fósforo, provenientes do escoamento da agricultura, mas também é provocada por lançamento de esgoto e de resíduos industriais. A urbanização, que avança sobre áreas rurais, afeta negativamente o balanço hídrico da bacia hidrográfica e, muitas vezes, causa impactos sobre a qualidade de águas subterrâneas e pluviais (CHOI, 2004). Enquanto a maioria das mudanças no balanço hídrico tem efeito quase que imediato, a deterioração da qualidade da água pode ocorrer durante um período de tempo consideravelmente longo. Os efeitos da urbanização sobre a qualidade da água dependem de diversos fatores, entre eles, o grau de desenvolvimento, a infraestrutura presente, as práticas de gestão adotadas para preservar os recursos hídricos, entre outros.

A população mundial, conforme estimativas das Nações Unidas, passará de 9 bilhões de pessoas, até 2050. Além disso, a população do planeta está cada

vez mais se concentrando nas áreas urbanas, com o fenômeno de êxodo rural (UN, 1999). A maior parte deste crescimento e a intensificação da urbanização ocorrerão nos países em desenvolvimento, que já sofrem de estresse hídrico.

Com esse crescimento acelerado das populações, especialmente em áreas urbanas, a tendência é de que um maior volume de resíduos domésticos e de esgoto seja gerado, e a estes não seja dado um tratamento adequado, pois estes aumentos populacionais tendem a ocorrer em áreas inadequadas à expansão urbana, que apresentam uma baixa infraestrutura, o que resulta em águas cada vez mais poluídas devido ao destino inadequado que é dado aos resíduos gerados.

Além de gerar volumes elevados de efluentes, as áreas urbanas agravam o problema de baixa qualidade da água de várias maneiras. O aumento de superfícies impermeáveis aumenta os volumes de água que são escoados pelas ruas, gerando também o transporte de poluentes como óleos, metais pesados, borracha e outros resíduos automobilísticos para rios e cursos de água. Outro problema se refere ao fato de que o escoamento de águas pluviais pode se somar aos outros efluentes das áreas urbanas, produzindo volumes que ultrapassam a capacidade das redes de tratamento urbano.

A disposição inadequada de esgotos domésticos é uma das atividades que mais conduz a problemas relacionados à qualidade da água, em áreas urbanas. A contaminação fecal é resultado, muitas vezes, de descargas de esgoto não tratado nas águas naturais, sendo este o método mais comum de descarte de resíduo, em países subdesenvolvidos, o que também pode ser encontrado em países mais ricos e desenvolvidos como no caso da China, Índia e Irã (CARR & NEARY, 2008). Mesmos em países desenvolvidos, onde a estrutura, e qualidade de tratamento da água são mais adequadas, existem porções do esgoto que são parcial ou inadequadamente tratados, que continuam sendo fonte de comprometimento da qualidade da água. A contaminação dos cursos de água devido à falta de tratamento e de disposição adequada de esgotos domésticos constitui uma das maiores fontes de poluição hídrica de todo o planeta, levando ao fato de que cerca de 2,5 bilhões de pessoas não tem acesso à água potável, tratamento e disposição adequada dos seus esgotos domésticos (UNICEF e WHO, 2008). Em países em desenvolvimento, estima-se que cerca de 80% do

esgoto, que é coletado, é lançado aos corpos d'água sem o devido tratamento (UN WWAP, 2009).

As atividades industriais também provocam significativos e crescentes impactos sobre a qualidade da água. Estima-se que, a cada ano, o setor industrial seja responsável pelo lançamento de 300 a 400 milhões de toneladas de metais pesados, solventes, lodo tóxico e outros resíduos nos corpos de água, em todo o mundo (UN WWAP, 2009). A poluição hídrica provinda do setor industrial varia grandemente entre os países do planeta, essa variação é devido aos diferentes tratamentos que são dados aos resíduos, das tecnologias de tratamento da água empregadas, dos tipos de prevenção contra a poluição e do nível da atividade industrial.

A poluição hídrica causa profundos danos aos ecossistemas e à saúde humana em todo o planeta. Os contaminantes industriais podem alterar as características da água como, por exemplo, temperatura, turbidez e pH. Essas alterações terão consequências deletérias ao ecossistema e à saúde humana, pela transmissão de doenças por meio da água.

3.4 Monitoramento das descargas de solutos

Dados sobre a qualidade da água ajudam a determinar impactos de indústrias, atividades agrícolas e de centros urbanos; a identificar áreas prioritárias para ações de recuperação; a desenvolver modelos para a gestão da água; a quantificar a efetividade de políticas e de ações de gestão; na realização de análises de degradação de uma bacia; na verificação da qualidade d'água para abastecimento; em estudos de assoreamento de rios e reservatórios; em estudos de assoreamento na posição de obras fluviais; e geram conhecimento para que os responsáveis sobre questões a respeito da poluição, da saúde humana e da degradação de ecossistemas, possam determinar as ações a serem tomadas.

O monitoramento das características físicas, químicas e biológicas dos recursos hídricos proporciona informações essenciais para identificação,

abordagem e resolução de problemas de qualidade da água. Ao serem obtidos tais dados básicos, é possível identificar tendências espaciais e temporais, determinar os pontos de maior risco ambiental e realizar comparativos entre diferentes corpos de água (SCHRODER et al., 2011).

Um fator fundamental para que possam ser compreendidos os problemas de qualidade da água e as suas soluções, é de que a coleta, a armazenagem, a análise e o compartilhamento de dados sobre a qualidade da água sejam realizados de forma padronizada. Na falta destes dados, ou dados obtidos de forma incorreta, muitos fatores referentes à qualidade da água poderão não ser identificados, assim impossibilitando a sua gestão adequada.

A sedimentometria se refere à medida da quantidade do sedimento transportado pelos cursos d'água. Essa medida é feita por diversos métodos considerados diretos e indiretos, sendo isto uma função do tipo de equipamento de medida e dos demais procedimentos utilizados. A carga sólida medida se refere à argila, silte, areia transportada e fração orgânica. Apesar de, na classificação granulométrica estarem incluídos pedregulho, pedra e matacão, esses materiais não são incluídos normalmente nos estudos (CARVALHO et al., 2000).

No Brasil, a sedimentometria tem sido realizada por amostragem de sedimento, análise no laboratório e cálculos de obtenção da descarga sólida, sendo este procedimento considerado um método indireto. A medição da descarga sólida envolve a determinação da descarga líquida, amostragem do sedimento em suspensão, amostragem de material do leito, medida da temperatura da água, bem como outras medições quando se quer determinar a descarga em suspensão e a descarga total, entre outras determinações possíveis.

Para o monitoramento do que está sendo exportado para fora da bacia hidrografia é determinada a localização do ponto "final" desta, ou seja, um ponto comum para todo o material que está sendo perdido. Porém, nem todo o material que é mobilizado chega a este ponto de medição, ao mesmo tempo. Se o valor que está sendo determinado no ponto de saída está correto, e este valor é menor do que aquele estimado para o material mobilizado, então parte do sedimento e do P (dissolvido ou particulado) deve estar se acumulando, mesmo

que temporariamente, em uma parte da bacia hidrográfica, estando este ponto localizado em uma parte entre a localização original de remoção de material, e o ponto final de monitoramento (BEVEN et al., 2005).

Para a avaliação das cargas poluentes que estão sendo depositadas, mesmo que por um curto período, ao longo da bacia, e para a determinação da influência das diferentes zonas que compõe a bacia, é necessário que sejam monitorados pontos no interior da bacia, e não apenas no ponto “final”. Estas amostragens podem ser feitas por meio de equipamentos que coletam amostras durante a passagem da onda de cheia, sendo nomeados como Amostradores de Nível Ascendente (ANA), a utilização de tais mecanismos se torna muito importante em bacias com uma vasta extensão, onde seria necessária a mobilização de um grande número de pessoas e recursos para a coleta de amostras, o que é dispensado quando se utiliza tais equipamentos para amostragem. Os amostradores coletam águas em níveis predeterminados, conforme a variação da lâmina d'água, e operam sob o princípio de sifão (UMEZAWA, 1979).

3.5 Processos químicos na escala de bacia hidrográfica

Pesquisas, nas últimas décadas, identificaram as práticas agrícolas que envolvem a mobilização do solo, como às de maior risco para perdas de fósforo em escalas de campo, de parcelas a megaparcels (WITHERS & LORD, 2002). No entanto, os impactos sobre a qualidade e ecologia da rede hídrica não são tão bem caracterizados na escala de bacia hidrográfica (JARVIE et al., 2006).

Os solos agrícolas costumam receber grandes entradas de substratos, por exemplo, palha e dejetos, e também inúmeros insumos agrícolas, na forma de fertilizantes e agrotóxicos. Além da possibilidade de entradas provindas de centros urbanos, na forma de lodo de esgoto. Com o aumento das entradas destes substratos para o solo, a biomassa microbiana irá aumentar e irá imobilizar ou mineralizar o fósforo (P), dependendo da concentração desse elemento no substrato e a exigência da biomassa. Quando o substrato for

esgotado, a biomassa microbiana irá diminuir rapidamente, liberando o P previamente imobilizado no sistema. Oscilações na disponibilidade de água, como por exemplo, processos de encharcamento e drenagem, irão matar quantidades relativamente grandes de biomassa microbiana, o que poderá aumentar as quantidades de P, orgânico e inorgânico, podendo ser transportados a partir do solo (TURNER & HAYGARTH, 2001; TURNER et al., 2003).

O P proveniente da camada superficial do solo ou a partir de dejetos ou resíduos na superfície do solo pode ser perdido através da água que flui através dos macroporos e contornando sítios vazios de sorção de P no subsolo (HECKRATH et al, 1995; STAMM et al, 1998). A perda de fósforo é direta e imediatamente afetada pelas aplicações de dejetos e as operações de preparo do solo, e potencializado se o fluxo de drenagem é iniciado por chuvas fortes, logo após a aplicação dos resíduos e/ou mobilização do solo para o cultivo. O P excedente adicionado ao solo é encontrado principalmente na fração argila no solo (RUBAEK et al., 1999).

Portanto, a mobilização do solo é o primeiro passo no processo de transferência de fósforo do solo, na forma difusa, e compreende mecanismos de solubilização e descolamento impulsionado por uma combinação de propriedades e processos físicos, químicos e biológicos (HAYGARTH et al., 2005).

As atividades de preparo do solo afetam o destacamento de partículas, aumentando a dispersão e alterando o volume, permitindo uma maior área de contato para a infiltração de água superficial, rica em P. O destacamento de frações do solo pode ocorrer em resposta à precipitação, sendo um fenômeno natural, que é afetado por propriedades intrínsecas do solo, como o teor de argila, mineralogia, teor de carbono orgânico, a força iônica da água dos poros e potencial de água no solo (KJAERGAARD et al, 2004., FLURY et al, 2002).

Também tem sido demonstrado que as propriedades químicas, tais como a condutividade elétrica é inversamente proporcional ao descolamento de colóides, em experimentos de lixiviação com solos estruturados (JONGE et al., 2004a) . Ao mesmo tempo, a relação entre a liberação de P particulado e P solúvel, durante o escoamento superficial, em solos argilosos, pode ser

influenciada pelas propriedades químicas, tais como a força iônica (ULEN, 2003). Além disso, a capacidade do solo e subsolo para atenuar a mobilização do P em solos de textura fina e pedregosos, é influenciada pela presença e as características dos canais preferenciais de fluxo (JONGE et al., 2004b).

Assim, a mobilização significativa de P é mais provável de ocorrer em agroecossistemas intensivamente manejados, com uma combinação entre elevado teor de P e cultivo regular.

As perdas em solos, em que se cultivam pastagens, geralmente utilizados para a pecuária, aparentemente apresentam pequenas perdas de sedimentos, e conseqüentemente P. Porém, isto pode ser controverso, devido a alguns fatores, pois uma elevada porção dos sedimentos que são perdidos pertence à fração argila, com a qual poderão estar associados elementos contaminantes, como é o caso do fósforo, potencializando as perdas deste (QUINTON et al., 2001).

Nas áreas de cultivo, em que se busca elevados níveis de produtividade, geralmente grandes volumes de nutrientes são aplicados, tanto na forma orgânica, como inorgânica, conforme a disponibilidade e organização da propriedade rural. O solo geralmente possui uma grande capacidade de acumulação e armazenagem do que é nele aplicado, mas provavelmente isto é válido até certo limite, variando conforme as classes dos solos. Uma elevação na mobilização do P na forma solúvel deve ocorrer quando a capacidade de retenção deste elemento for alcançada pelo solo (BEVEN et al., 2005).

Apesar da maior quantidade de fósforo carregado pela erosão hídrica estar presente nos sedimentos, arrastados ou em suspensão no fluxo de água, a forma solúvel apresenta maiores riscos devido a sua elevada capacidade de transporte por longas distâncias, em comparação ao fósforo particulado em suspensão que pode ser rapidamente depositado durante o escoamento, ao longo de um declive mais longo ou irregular, reduzindo o risco de causar grande impacto na bacia, fora de seu local de origem (HOODA et al., 2011).

A porcentagem de tudo que é transportado para o canal drenagem é determinada por uma complexa combinação entre as características do evento, que gera a erosão, e influencia na magnitude do volume de material transportado, e o processo de transporte, o qual também terá influência na

distância que o material transportado percorrerá, pois nem todo o sedimento que é mobilizado durante um evento será levado até o rio, ele poderá ser retido em superfícies do relevo, ou em barreiras naturais, como a presença de mata ciliar (BEVEN et al., 2005). Portanto, muitos fatores podem influenciar no volume de material exportado, sendo alguns deles, os diferentes caminhos pelos quais os sedimentos podem ser levados até o canal, o efeito do uso e manejo do solo no transporte e no balanço entre as frações de P, particulado e solúvel, além da seqüência com que ocorrem os eventos pluviométricos (BEVEN et al., 2005).

Ormernik (1977), trabalhando em uma bacia hidrográfica com diferentes manejos, observou que áreas que estão sob cultivo, maiores quantidades de P são perdidas, estas “perdas” ocorrem principalmente na forma particulada (60% do total de fósforo perdido), enquanto que nas áreas onde se tem um maior percentual de florestas em relação às áreas agrícolas, as perdas de fósforo são menores, além disso elas ocorrem predominantemente na forma solúvel (60% do total de fósforo perdido).

Um trabalho conduzido por McDowell et al. (2001), em que foram monitorados diferentes pontos de um rio, mostrou que entre determinados pontos, a concentração de sedimento a jusante foi menor do que o ponto a montante, mostrando que as concentrações podem ser diluídas, por novas entradas de água com menor concentração de sedimento e P, ou pelo fato de que este material pode acumular-se no leito do rio, ficando ali depositado. Todo o material que se acumula no leito do rio, poderá ser retido de forma permanente ou temporária, as frações mais finas apresentam maior dificuldade em serem retidas, devido ao seu peso, porém quando isto ocorre, podem ser facilmente deslocadas novamente durante algum distúrbio, como na ocorrência de novos eventos.

O fósforo ligado aos sedimentos pode continuar em transporte, mesmo que os sedimentos não se desloquem por uma distância maior, ou seja, estejam depositados no fundo do rio, isto ocorre quando estes sedimentos são ressuspensos pela turbulência da água, e o fósforo é dessorvido, continuando em transporte (KOSKI-VÄHÄLÄ & HARTIKAINEN, 2001). Este mesmo autor aponta que existe um equilíbrio entre os materiais que estão entrando no rio, com aqueles que já estão depositados no fundo, e podem sofrer a

ressuspensão. Quando um ou outro, os sedimentos que estão entrando ou os sedimentos de fundo ressuspensos, apresentam uma menor concentração de P, aquele com menor concentração tende a liberar fósforo, para que seja alcançada uma situação de equilíbrio na água.

3.6 Padrões espaciais e temporais de transferência

O aumento das perdas de solo e, conseqüentemente, a redução da disponibilidade de fósforo ocorre em sistemas que apresentam um mais elevado grau de interferência (SHARPLEY *et al.*, 1992). De acordo com o mesmo autor as quantidades de fósforo transferidas variam temporalmente entre eventos e espacialmente numa mesma bacia hidrográfica, devido a variações sazonais das chuvas em intensidade e duração, do intervalo de tempo entre os eventos, do estágio de cultivo, do grau de cobertura vegetal do solo, do manejo utilizado, entre outros.

Segundo Neiff (1990) e Maizonave (2000), os rios são sistemas que permanecem em constante desequilíbrio, onde a variabilidade, temporal e espacial, é uma função dependente do fluxo de energia e materiais, que entram e saem da bacia hidrográfica, em diferentes pontos. A intensidade das alterações que ocorrem no ambiente ao longo do tempo deve repercutir no conjunto de indicadores ecológicos.

Dentro da bacia hidrográfica existem sítios que apresentam um maior potencial em contribuir para o aumento de determinado elemento no sistema aquático, como é o caso das lavouras, criatórios intensivos e cidades como fontes de fósforo. Estes pontos seriam aqueles que apresentam uma maior combinação de três fatores, segundo Lemunyon & Gilbert (1993): locais que apresentam elevados teores de P, ou em que são adicionados volumes grandes de P; a proximidade do ponto com o curso de água, sendo facilitado o transporte do elemento até o rio, quando esta distância for pequena; e o último fator seria a elevada suscetibilidade à erosão do local. Esses três fatores, estando presente

em um mesmo local, definem uma área com elevado potencial para que o fósforo seja carreado até os recursos hídricos,

Os regimes de chuvas são definidos pelas diferentes zonas climáticas, que conseqüentemente definem as características das descargas dos rios em diferentes períodos, definindo a sua sazonalidade. Pode-se então definir que um rio é regulado pelo regime pluviométrico de sua bacia hidrográfica. Portanto, o condicionante básico da tipologia de cada rio é definido pela variável precipitação, que rege as condições hidrológicas e ecológicas (SCHWARZBOLD, 2001).

Geomorfologicamente um rio é uma etapa do ciclo hidrológico, como uma fonte de erosão, transporte e deposição de material dissolvido, suspenso e de materiais geológicos ativamente carregados e como um sistema físico completamente aberto, em equilíbrio hidrodinâmico, com energia distribuída, atuando na superfície terrestre (ZALEWSKI *et al.*, 1997).

A quantificação dos fluxos de fósforo e carbono, em diferentes locais e épocas, são fundamentais para a identificação dos pontos de maior descarga desses elementos, possibilitando a correlação destes fluxos com as características de cada ponto de amostragem. Para atenuar isso, precisamos saber em que épocas do ano os níveis de nutrientes são mais elevadas nos solos e quando se tem os maiores riscos de erosão ou lixiviação de nutrientes (HEATHWAITE, 2002).

As autoridades ambientais locais atualmente precisam de ferramentas para auxiliá-los no mapeamento de áreas e períodos críticos de perda de P, e modelos para predizer os efeitos das opções de redução das perdas de fósforo. A possibilidade de identificar essas áreas passa a ser de enorme importância quando se deseja elaborar diagnósticos voltados ao planejamento de medidas destinadas ao controle de poluição hídrica por atividades agrícolas.

Em uma bacia hidrográfica é possível identificar as áreas com maior potencial na contribuição do aumento nas concentrações de fósforo nos ecossistemas aquáticos, sendo elas as que apresentam uma combinação de fatores anteriormente citados, um elevado teor de P no solo, uma maior proximidade destas áreas para com o curso d'água e uma elevada suscetibilidade a processos erosivos. O efeito da associação de todos estes

fatores ainda é de difícil compreensão; o papel das diferentes conexões possíveis entre as fontes de P e o curso d'água, ou seja, os caminhos pelos quais o fósforo pode ser transportado para fora da bacia hidrográfica, ainda são imperfeitamente compreendidos (BEVEN et al., 2005).

O estudo da paisagem é complexo, pois os processos biológicos, físicos e químicos que nela ocorrem interagem entre si, e existem muitas dúvidas a respeito de suas naturezas e estas inter-relações, porém a compreensão destes fenômenos, e as ligações existentes entre estes fatores podem auxiliar na determinação dos possíveis impactos ao meio aquático, causados por diferentes sistemas de uso e manejo do solo (BRAZIER et al., 2005). Portanto a determinação da magnitude dos impactos gerados por meio da poluição difusa nos ecossistema aquático são extremamente difíceis devido à complexidade do processo (EDWARDS et al., 2001).

A determinação da mobilização do P dentro da bacia hidrográfica, e até chegar ao curso d'água, passa por várias etapas, esta velocidade de transporte é dependente das características intrínsecas ao ambiente da bacia. Para a compreensão deste movimento, devem ser considerados fatores como os mecanismos de transferência e o estado do elemento.

O fósforo pode ser transportado na forma particulada ou solúvel, afetando diretamente na velocidade com que o material se desloca e na distância que pode ser alcançada pelo P. Os fatores do ambiente a serem observados para entendimento do processo de transporte difuso são em função das características do solo (estrutura da superfície do solo, hidrologia, características químicas, propensão do solo ao desagregamento e erodibilidade), do clima e a declividade do relevo (BRAZIER et al., 2005).

A mobilização de sedimento dentro da bacia hidrográfica é altamente dependente da magnitude e distribuição no tempo dos eventos pluviométricos, o fluxo de material mobilizado será dependente tanto da capacidade limite de material a ser transportado, quanto da capacidade energética da água em transportar este material (BEVEN et al., 2005). Em um experimento realizado na África do sul, por Lombardi Neto e Moldenhauer (1992), foram obtidos resultados que apontam que eventos pluviométricos de aproximadamente 25

mm h⁻¹ teriam energia suficiente para causar erosão e provocar o transporte de sedimentos.

A erosão será potencializada quando tivermos um solo mais susceptível às ações de desagregamento de partículas, pela ação da chuva, ou seja, um solo descoberto estará propenso a ser erodido. Após esta partícula encontrar-se solta, ela poderá percorrer longas distâncias, ou ficar retida em depressões ou em terrenos planos (WILCOX et al., 1997). Essa distância de deslocamento ou a retenção estará sujeita às características do sedimento, pois ele poderá variar em forma, tamanho e peso.

Pellegrini (2005) realizando o monitoramento de uma bacia hidrográfica, com diferentes condições de manejo, observou que as concentrações de sedimento na água do rio são menores naqueles trechos nos quais a bacia apresenta maiores porcentagens de florestas, em relação às áreas cultivadas.

A topografia e as posições na paisagem são excelentes indicativos para determinar caminhos hidrológicos do movimento da água. Áreas de alta altitude normalmente são as fontes de partículas do solo e de nutrientes adsorvidos que se acumulam em regiões de mais baixa altitude, através de erosão (ARMSTRONG et al., 2006). Este acúmulo de partículas de solo e nutrientes nas porções mais baixas do relevo não determinam, obrigatoriamente, elevados níveis de nutrientes, como o P, uma vez que frações mais grosseiras dos sedimentos tendem a acumular nesta região, devido às suas características (tamanho, peso e presença de cargas), levando ao fato de que muitas vezes estas porções do relevo apresentam baixas concentrações de P, pois as frações mais finas, como a argila, são carregadas mais facilmente, e por uma distância maior (BEVEN et al., 2005).

Outro ponto a ser observado é a distância a ser percorrida pelas partículas, até alcançar o canal de drenagem, e a declividade do relevo. Com o aumento da distância a ser percorrida pelo material transportado, o coeficiente de escoamento diminui, alterando a capacidade de transporte dos sedimentos (PARSON et al., 2006).

O aumento das áreas de lavouras, das fontes de poluição pontual e, principalmente, da distribuição destas na paisagem, aumentam as perdas de fósforo nas diferentes formas, durante as chuvas, tanto de alta, quanto de baixa

intensidade. Contudo, vale considerar que, ao coincidir um evento de alta intensidade e duração com a época de preparo e adubação do solo, a amplitude das perdas possivelmente será maior (QUINTON et al. 2001).

Parson et al. (2006), em um estudo realizado no sul do Arizona, observaram que, como já esperado, eventos de maior magnitude apresentam maiores coeficientes de escoamento, gerando uma maior desagregação do solo e, por conseguinte, maior produção de sedimentos. Pellegrini (2005) também obteve resultados semelhantes, observando maiores concentrações de sedimentos em períodos com chuvas de maior intensidade e duração.

4 METODOLOGIA

4.1 Área de estudo

O estudo foi realizado na Bacia do Rio Guaporé com uma área de aproximadamente 2.000 km². Vinte municípios têm parte ou a totalidade de sua extensão dentro da área de monitoramento, são eles: Marau, Gentil, Casca, Santo Antônio da Palma, Vila Maria, Camargo, Montauri, Nova Alvorada, Itapuca, União da Serra, Arvorezinha, Água Santa, Anta Gorda, Guaporé, Ibirapuitã, Ilópolis, Mato Castelhana, Passo Fundo, Serafina Corrêa e Soledade. Esses municípios estão situados na Serra Gaúcha, região Nordeste do estado no Rio Grande do Sul conforme é ilustrado na figura 1.

Esta região possui altitudes em torno dos 450 metros, com clima subtropical úmido (Cfa), segundo a Classificação climática de Köppen-Geiger; o Rio Guaporé apresenta uma declividade média de 1,6 m/km, com vales encaixados e corredeiras, os solos são eutróficos, com relevo fortemente ondulado, a precipitação anual é próxima aos 1600 mm com chuvas de alta intensidade (EI30 de aproximadamente 6540 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹) e temperatura média de 16,9 °C.

As florestas nativas são classificadas como Floresta Ombrófila Mista que estaria distribuída nas áreas acima de 500 m (LEITE & KLEIN, 1990) e a Floresta Estacional Decidual em altitudes inferiores a 500 m, não existindo uma transição brusca entre as duas formações.

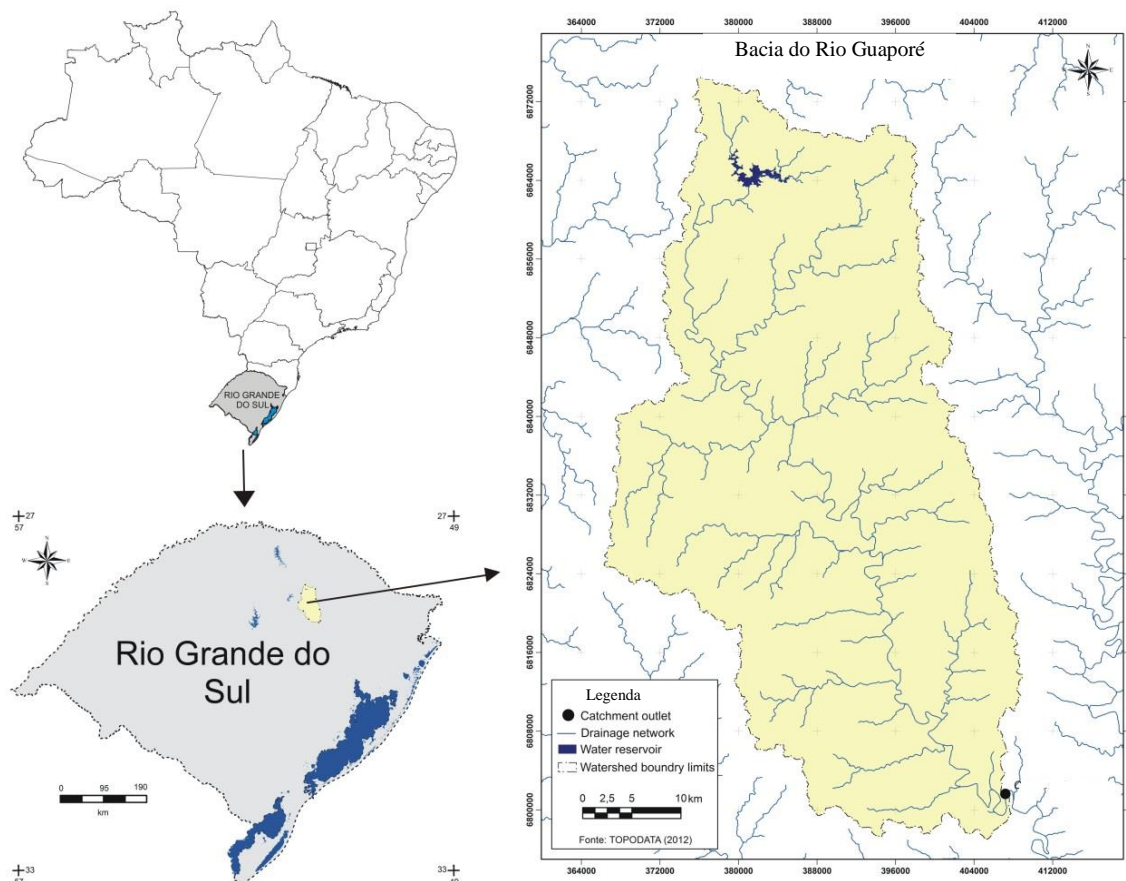


Figura 1. Localização da Bacia do Rio Guaporé no estado do Rio Grande do Sul, Brasil.

Com a utilização do software ArcGIS e mapas digitais, foram definidas as posições geográficas da rede de drenagem da bacia hidrográfica, bem como as estradas e áreas de uso agrícola. Através de imagens disponíveis pelo Google Earth, foram identificadas as coordenadas de aviários e pocilgas.

Os dados agrícolas da região foram obtidos do Intitulo Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2006), onde foram definidos os valores das áreas de produção agrícola, sendo ela formada por lavouras temporárias e permanentes, e por campos nativos, bem com áreas de floresta nativa ou plantada. Os dados de produção animal da região foram expressos através do número de animais, obtidos através dos dados do último censo agrícola, realizado em 2006.

Com a determinação do posicionamento geográfico das pocilgas e

aviários (Figura 2), e o conhecimento da densidade de animais e cultivos em cada porção da bacia hidrográfica por meio dos dados que constam no IBGE, foram definidas as áreas com a predominância de cada atividade agrícola, ou sob influência do meio urbano, que seriam possíveis fontes pontuais ou difusas de fósforo.

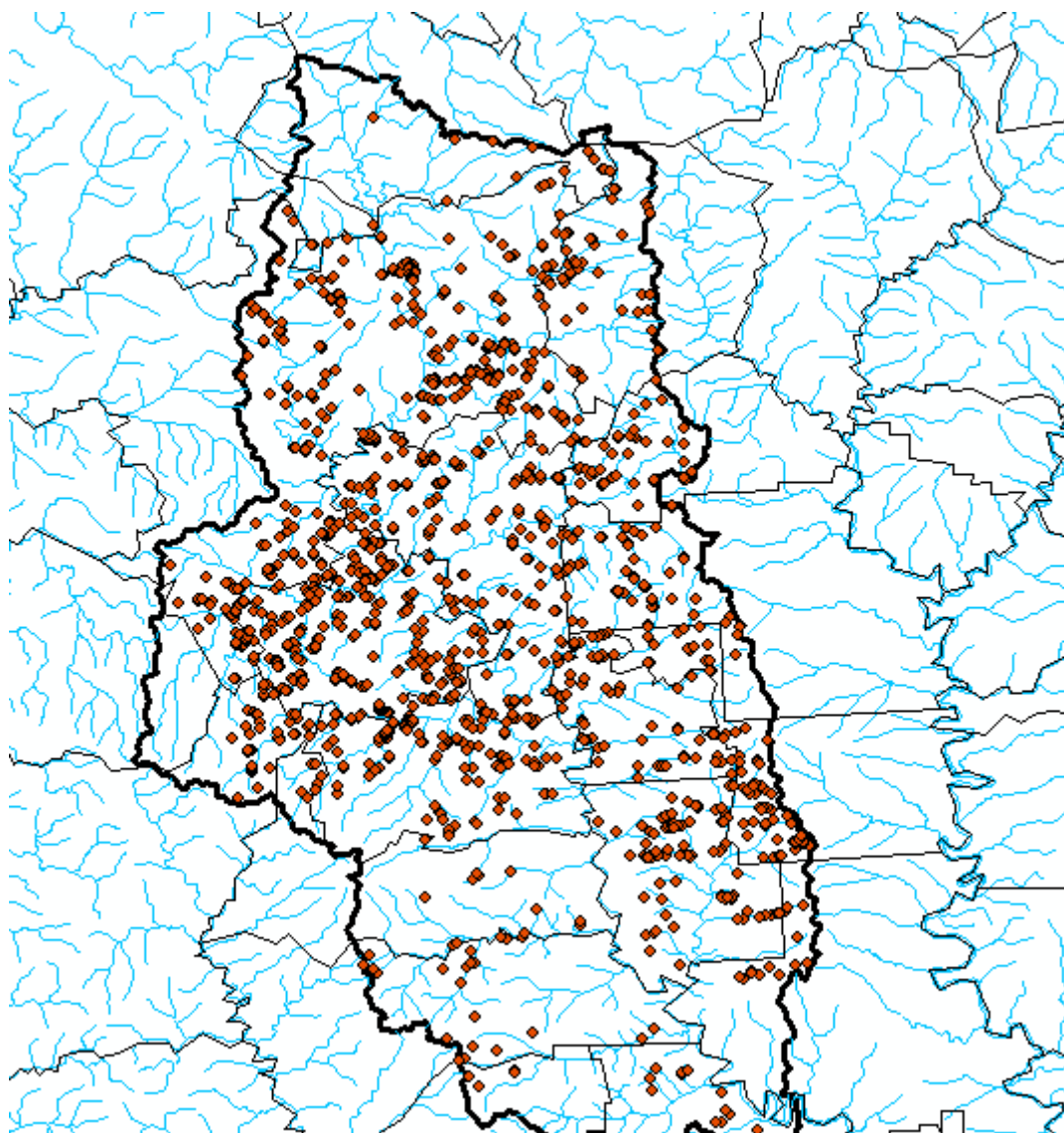


Figura 2. Posicionamento geográfico de pocilgas e aviários da Bacia do Rio Guaporé.

4.2 Caracterizações dos pontos de monitoramento

A partir das informações de distribuição da utilização agrícola das propriedades, concentração dos aviários e pocilgas, presença de casas e outras benfeitorias e possíveis fontes de P foi, então, traçada a estratégia de coleta e definição dos pontos de monitoramento, sendo selecionados 11 pontos de monitoramento (Figura 3), visando à representação de todas as principais situações encontradas na bacia hidrográfica e quanto a possíveis fontes de P.

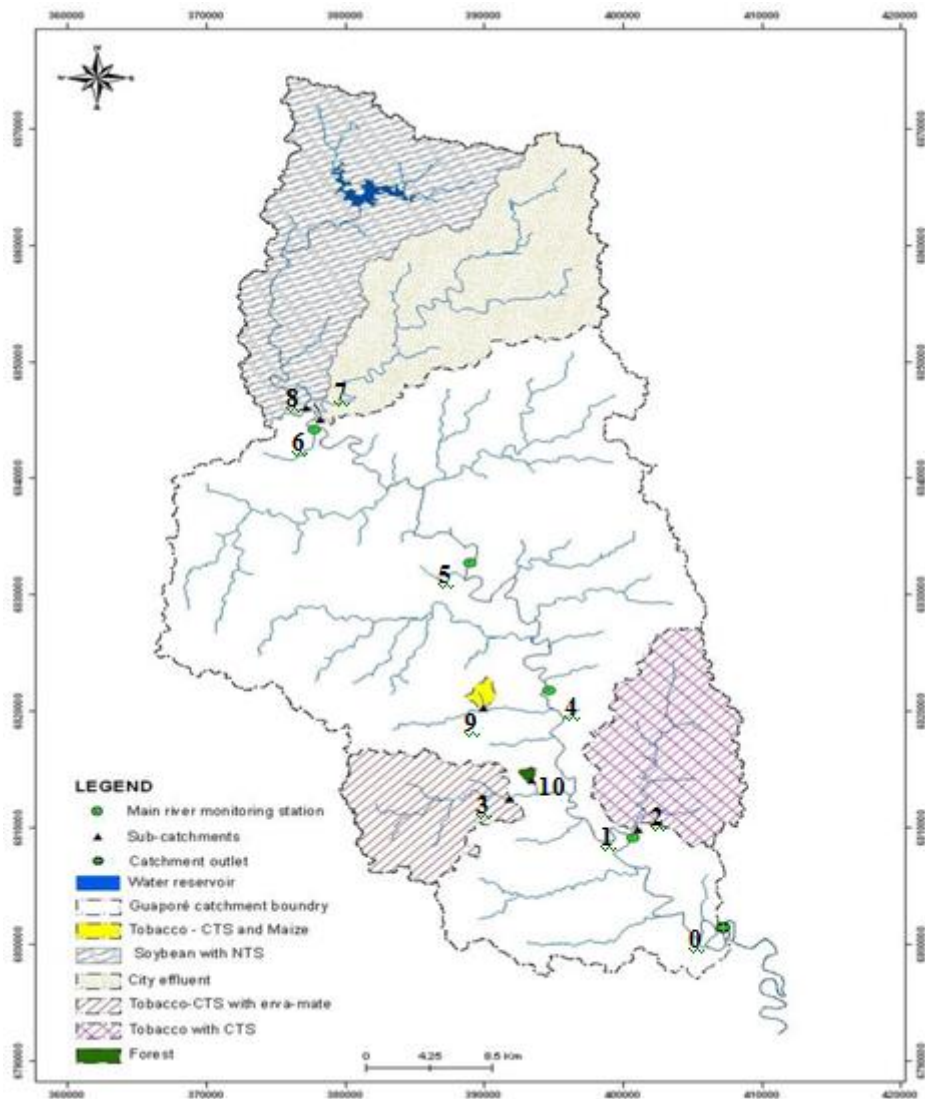


Figura 3. Posicionamento geográfico dos pontos de coleta, com a delimitação da bacia hidrográfica do Rio Guaporé e sub-bacias de monitoramento.

A localização geográfica e as características principais de uso das áreas estão descritas na tabela 2. As variações nos usos durante o ano nas áreas próximas aos pontos de coleta estão demonstradas resumidamente na tabela 3. E o número de pocilgas e aviários, bem como seu percentual em cada sub-bacias está na tabela 4.

Tabela 2. Localização e características de uso dos solos dos pontos monitorado na Bacia Hidrográfica do Rio Guaporé.

Ponto de monitoramento	Coordenadas E	Coordenadas S	Descrição
0	407170	6801390	Exutório da bacia hidrográfica.
1	400749	6809187	Rio principal recebendo fontes difusas (porção mais baixa da bacia hidrográfica).
2	401071	6809790	Tabaco cultivado com sistema convencional de preparo do solo.
3	391861	6912458	Tabaco cultivado com sistema convencional de preparo do solo e erva-mate.
4	394744	6821782	Rio principal recebendo fontes difusas.
5	389008	6932785	Rio principal recebendo influencia de áreas com pocilgas e aviários e outras fontes difusas.
6	377786	6844236	Rio principal recebendo fontes difusas (porção mais alta da bacia hidrográfica).
7	378257	6845049	Ponto com influência urbana.
8	377260	6846103	Região com cultivo principal de soja sob sistema de semeadura direta.
9	389998	6820260	Tabaco cultivado com sistema convencional de preparo do solo e milho com preparo do solo por cultivo mínimo.
10	393475	6814063	Ponto de controle, com mata nativa.

Tabela 3. Descrição da variação anual nas áreas mais próximas aos pontos monitorados, em relação aos manejos praticados e cultivos implantados.

Ponto	Período	Manejos e cultivos
1	07/02/2013	Cultivos de milho, com boa cobertura do solo. Verificamos a presença de áreas com videiras e citros.
	06/03/2013	Milho e soja em estágio vegetativo avançado, com boa cobertura do solo. Algumas partes da área com erva-mate com mediana cobertura vegetal
	27/04/2013	Milho em estágio final de maturação, próximo ao período de colheita (plantas “dobradas”).
	08/07/2013	As pastagens de inverno nestas áreas ainda apresentam baixa cobertura vegetal, estando em estágio vegetativo
	19/09/2013	Áreas com erva-mate com mediana cobertura do solo. Locais onde foi iniciado o cultivo do fumo com mediana cobertura do solo, plantas com três a quatro folhas.
2	07/02/2013	Milho e feijão com bom desenvolvimento vegetativo, com boa cobertura do solo
	06/03/2013	Milho e feijão em estágio reprodutivo, sendo que a cultura do feijão apresentava desenvolvimento mais avançado.
	27/04/2013	Milho em estágio final de maturação, próximo ao período de colheita As áreas onde estava implantado o feijão já estavam colhidas. Os cultivos de inverno, como aveia e azevem em estágio vegetativo, com mediana cobertura vegetal.
	08/07/2013	Algumas áreas próximas ao ponto de coleta foram deixadas em pousio. Apresentando mediana cobertura vegetal.
	19/09/2013	Áreas próximas ao ponto de coleta foram deixadas em pousio. Apresentando mediana cobertura vegetal. Outras partes já com o fumo implantado.
3	07/02/2013	Em uma porção da área há presença de pomares com boa cobertura vegetal. Onde havia milho este já foi colhido. Presença de restos culturais do fumo em algumas áreas
	06/03/2013	Áreas com os restos culturais do cultivo de fumo, com mediana cobertura vegetal
	27/04/2013	Presença de pastagens de inverno já semeadas, em estágio vegetativo, com mediana cobertura vegetal
	08/07/2013	As pastagens de inverno nestas áreas ainda apresentam baixa cobertura vegetal, estando em estágio vegetativo
	19/09/2013	Locais onde foi iniciado o cultivo do fumo, com três a quatro folhas proporcionando mediana cobertura do solo
4	07/02/2013	Soja em estágio vegetativo com boa cobertura vegetal. Pastagens naturais também com boa cobertura vegetal.
	06/03/2013	Soja em estágio reprodutivo, com boa cobertura vegetal. Uma parte da área apresenta pastagem nativa, com animais destinados a produção leiteira
	27/04/2013	Áreas que estavam com soja já foram colhidas, e apresentam agora pastagens de inverno implantadas, em estágio vegetativo com mediana cobertura vegetal.
	08/07/2013	Presença de um número mais elevado de animais por hectare, com aveia propiciando ainda boa cobertura vegetal.
	19/09/2013	Áreas onde estavam implantadas pastagens de inverno agora com uma menor massa vegetal, e menor cobertura do solo.
5	07/02/2013	No ponto 5 está estabelecido um pequeno confinamento, que comporta em torno de 20 animais, alimentados com silagem e grãos. Implantadas as culturas da Soja e do milho em grande parte das áreas, ambas as culturas em estágio vegetativo com boa cobertura vegetal do solo.

	06/03/2013	Áreas com a cultura da soja em estágio reprodutivo. Uma pequena parte da área com sorgo, em estágio vegetativo e com boa cobertura do solo.
	27/04/2013	Presença de sorgo, já em estágio reprodutivo, com boa cobertura do solo. Outras áreas com azevem perenizado já com bom desenvolvimento e cobertura do solo, sem presença de animais nas áreas ainda.
	08/07/2013	Sorgo já colhido, com pastagem de inverno implantada. As demais áreas com aveia semeada, com bom desenvolvimento, aqui estes cultivos serão colhidos, e apresentam poucos animais em pastejo
	19/09/2013	Áreas onde estava implantada a cultura da aveia, que já foi colhida, agora começam a ser semeadas com soja, ou milho em menor proporção.
6	07/02/2013	Nestes pontos estavam implantadas as culturas da Soja e do milho em grande parte das áreas, ambas as culturas em estágio vegetativo com boa cobertura vegetal do solo.
	06/03/2013	Nestes pontos estavam implantadas as culturas da Soja e do milho e grande parte das áreas, ambas as culturas em estágio reprodutivo avançado de desenvolvimento
	27/04/2013	Locais onde se tinha a Soja implantada já foram colhidos, com baixa vegetação remanescente cobrindo o solo.
	08/07/2013	Áreas com aveia em estágio vegetativo, com boa cobertura do solo, algumas com animais em pastejo
	19/09/2013	Áreas onde estava implantada a cultura da aveia, que já foi colhida, agora começam a ser semeadas com soja, ou milho em menor proporção.
7	07/02/2013	Nestes pontos estavam implantadas as culturas da Soja e do milho em grande parte das áreas, ambas as culturas em estágio vegetativo com boa cobertura vegetal do solo.
	06/03/2013	Nestes pontos estavam implantadas as culturas da Soja e do milho e grande parte das áreas, ambas as culturas em estágio reprodutivo avançado de desenvolvimento
	27/04/2013	Alguns produtores já haviam entrado com o gado, nas partes em que o azevem tinha um desenvolvimento um pouco mais avançado. Em todas as áreas que possuíam soja ou milho, estas culturas já foram colhidas.
	08/07/2013	Áreas com aveia em estágio vegetativo, com boa cobertura do solo, poucos animais nas áreas. Aqui os cultivos de inverno serão colhidos.
	19/09/2013	Áreas onde estava implantada a cultura da aveia, que já foi colhida, agora começam a ser semeadas com soja, ou milho em menor proporção.
8	07/02/2013	Nestes pontos estavam implantadas as culturas da Soja e do milho em grande parte das áreas, ambas as culturas em estágio vegetativo com boa cobertura vegetal do solo
	06/03/2013	Nestes pontos estavam implantadas as culturas da Soja e do milho e grande parte das áreas, ambas as culturas em estágio reprodutivo avançado de desenvolvimento
	27/04/2013	O cultivo da Soja já havia sido colhido, as áreas apresentavam os restos culturais e azevem em estágio inicial de desenvolvimento
	08/07/2013	Áreas com aveia em estágio vegetativo, com boa cobertura do solo, algumas com animais em pastejo
	19/09/2013	Áreas onde estava implantada a cultura da aveia, que já foi colhida, agora começam a ser semeadas com soja, ou milho em menor proporção
9	07/02/2013	Presença dos restos culturais de fumo, deixando o solo com baixa cobertura vegetal

	06/03/2013	Presença dos restos culturais de fumo, deixando o solo com baixa cobertura vegetal. Pequenas e poucas plantas emergidas, propiciando uma baixa cobertura vegetal do solo.
	27/04/2013	Presença dos restos culturais de fumo, deixando o solo com baixa cobertura vegetal, outras frações da área já com pastagens de inverno emergidas.
	08/07/2013	Aveia em estágio vegetativo, com baixa cobertura vegetal ainda
	19/09/2013	Locais onde foi iniciado o plantio do fumo com mediana cobertura do solo.
10	07/02/2013	Controle (floresta pouco modificada).
	06/03/2013	Controle (floresta pouco modificada)
	27/04/2013	Controle (floresta pouco modificada).
	08/07/2013	Controle (floresta pouco modificada)
	19/09/2013	Controle (floresta pouco modificada)

Tabela 4. Distribuição do número de pocilgas e aviários e o seu percentual em cada sub-bacia, e o número total presente na Bacia do Rio Guaporé.

Sub-bacia	Número de aviários e pocilgas	Percentual
Dois	157	9,78%
Três	20	1,25%
Sete	124	7,72%
Oito	88	5,48%
Total de aviários e pocilgas na Bacia	1605	100%

O ponto número 1, está localizado em um curso d'água com maior largura, no canal principal, onde os materiais transportados possivelmente serão diluídos, neste ponto também é marcante a presença maior de cultivos de erva-mate (*Ilex paraguariensis*) e laranjeiras (*Citrus sinensis*), com a presença também de tabaco (*Nicotiana tabacum* L.).

O ponto número 2 é um dos que apresenta relevo com maior declividade, neste ponto estão presentes principalmente os cultivos de Fumo, também são encontrados os de Soja (*Glycine max*), Feijão (*Phaseolus vulgaris*), Milho (*Zea mays*) e Aveia (*Avena* L.). Apresenta uma razoável mata ciliar, servindo como barreira aos possíveis materiais transportado durante os eventos pluviométricos. Durante a sucessão de cultivos foi possível verificar a prática de revolvimento do

solo. Também é nesta sub-bacia que se encontram as maiores densidades de pocilgas e aviários (9,78%).

O ponto número 3 está localizando em uma zona onde se cultivam fumo e milho, implantados por meio do revolvimento prévio do solo onde se espera encontrar uma grande influência na qualidade da água, e elevados níveis de fósforo e carbono, devido aos dejetos dos suínos e as camas dos aviários que podem ser carregados ao curso d'água durante eventos. Este transporte é potencializado, pois uma prática comum entre os agricultores desta região, é a de utilizar os dejetos para a adubação de cultivos agrícolas, como pastagens e milho utilizado na produção de silagem.

O ponto número 4 está localizado em uma área com o relevo acentuando, sendo esta uma característica marcante do local. Este ponto apresenta pequenas propriedades rurais, em que se cultivam soja, milho para silagem, e pastagens para a alimentação de bovinos para a produção de leite. A partir deste ponto em direção ao exutorio da bacia é possível verificar a presença de criatórios de aves e suínos com maior frequência.

Ponto número 5, apresenta uma concentração de animais em confinamento, bovinos, que são suplementados com silagem e resíduos provenientes de grãos cultivados em áreas próximas, os principais cultivos são Soja, Milho, Aveia e Trigo, os dejetos produzidos pelos animais em confinamento são aplicados nas culturas ali cultivadas, citadas anteriormente.

No ponto de número 6 predomina o cultivo de pastagens, como Sorgo (*Sorghum bicolor* L. Moench) e Aveia para a alimentação de vacas destinadas a produção leiteira, freqüentemente durante o verão também pode ser utilizadas culturas como a da Soja.

O ponto número 7, está próximo à cidade de Marau, e visa monitorar uma possível fonte de P proveniente de rejeitos urbanos, este ponto também se encontra próximo a uma indústria alimentícia, que utiliza a água desta bacia para suas operações internas, como abate e processamento de aves e suínos, após a utilização da água é realizado um tratamento e então feita à devolução da água ao seu curso natural.

O ponto de monitoramento número 8, está situado em uma região com a presença de cultivos agrícolas sob "plantio direto", com a utilização

principalmente de culturas como a Soja, Milho e Sorgo no verão e Aveia, Azevém (*Lolium multiflorum*) e Trigo (*Triticum* spp.) nos cultivos de inverno. Áreas como esta são de interesse para o monitoramento devido ao possível acúmulo de P superficialmente, pela adubação inorgânica no sistema de “plantio direto”;

O ponto número 9 está localizado em um pequeno córrego muito próximo a uma área de produção de tabaco, que fica em pousio na entressafra, e é revolvida para o cultivo do mesmo, onde também são aplicadas elevadas quantidades de fertilizantes para o desenvolvimento do tabaco.

O ponto de monitoramento número 10 serviu como um controle, estando situado em uma região onde predominam florestas nativas, apresentando um pequeno córrego, com pequeno fluxo de água, sendo uma das áreas com menor influência humana dentro da bacia hidrográfica, onde possivelmente os teores de P encontrados na água serão mais baixos.

O último ponto, de número 0, é o exutório, ou seja, o ponto final da bacia hidrográfica do Rio Guaporé, por onde passam todos os fluxos da bacia. Neste ponto é possível verificar maior presença de mata ciliar, influência de dejetos urbanos, grande proximidade com estradas não pavimentadas. Também é o local onde o rio apresenta sua plenitude dentro da bacia hidrográfica, apresentando uma largura de cerca de 60 metros.

4.3 Monitoramento hidrossedimentométrico

A estratégia de monitoramento no exutório foi baseada na intensificação da seção de monitoramento já ativa e operada pela Agência Nacional de Águas (ANA). A partir de março de 2011, foi instalado um linígrafo para a determinação do nível e obtenção da vazão (Q) estimada, um pluviógrafo para determinação das precipitações neste ponto e o turbidímetro para que fossem estimadas as concentrações de sedimentos em suspensão. Estes equipamentos foram instalados próximos às réguas de nível usadas pela ANA. Estes equipamentos

realizam a aquisição de dados de forma automática e armazenam em um *datalogger*, do qual os dados foram baixados periodicamente.

Usando este banco de dados, foi estimada a produção de sedimentos para o período monitorado de acordo com os valores de concentração de sedimentos e de vazão para cada intervalo de tempo. As coletas em todos os pontos monitorados foram realizadas a cada dois meses em média.

Houve 3 tipos de amostras coletadas, a primeira é proveniente amostrador que foi utilizado para a coleta de sedimentos é denominado “torpedo” (Figuras 4 e 5). Os torpedos foram instalados em todos os pontos monitorados, sempre em duplicata, ele deve ficar sempre submerso, e foi instalado também em uma das margens do rio. Foi construído com um tubo de PCV, com aproximadamente 1m de comprimento e 10 mm de largura, foram utilizadas tampas em suas extremidades. Nas tampas foram feitos orifícios no seu centro, onde um pequeno cano com diâmetro de 4 mm foi instalado. Esta estrutura permite um fluxo constante de água em seu interior, porém a velocidade de deslocamento da água no seu interior será mais baixa, possibilitando a deposição de grande parte dos sedimentos em suspensão. A cada coleta o volume de sedimentos armazenados na estrutura foi retirado e acondicionado em galões plásticos de 20 litros para serem então transportados para posterior análise dos teores de fósforo total, carbono orgânico total e granulometria.

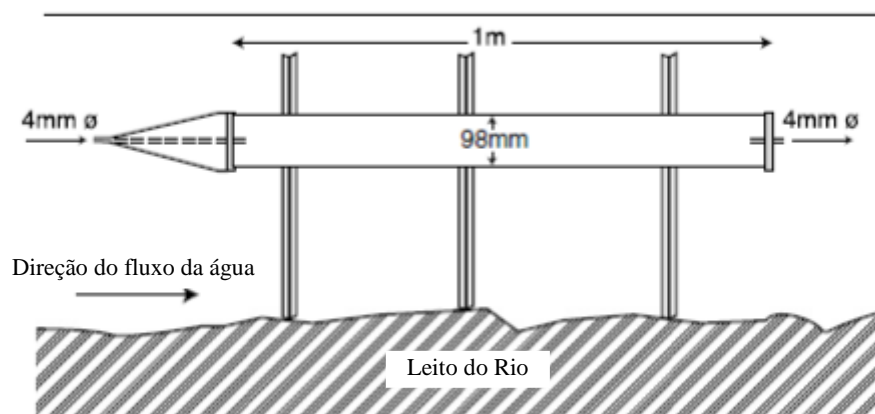


Figura 4. "Torpedo" para a coleta em tempo integral de sedimentos em suspensão (baseado em Phillips *et al.*, 2000).



Figura 5. "Torpedo" para a coleta em tempo integral de sedimentos em suspensão instalado nos pontos de monitoramento.

O segundo método de coleta de sedimentos visa amostrar o compartimento que está depositada no fundo do curso d'água, denominado sedimento de fundo, essa fração foi coletada pela sucção do material, por meio de uma garrafa plástica (Figura 6), sendo feita uma amostragem de forma composta, com aproximadamente 20 sub-amostras sendo 10 sub-amostras em cada metade do curso. Este tipo de amostragem foi realizada em 10 dos 11 pontos de amostragem, sendo excluído o exutório, devido a sua profundidade e velocidade da água em alguns períodos. Estas amostras também foram acondicionadas em galões plásticos, para posterior análise em laboratório dos teores de fósforo total.



Figura 6. Coleta dos sedimentos de fundo com a utilização de uma garrafa “pet” plástica.

A terceira forma de amostragem teve a função de monitorar os períodos em que ocorreram os eventos, porém coletando um volume grande de material, possibilitando a realização de um número maior de análises, que foram de fósforo total e concentração de sedimentos em suspensão. Este amostrador foi construído com galões plásticos, com capacidade de 20 litros, sendo estes fixados nas margens do rio (Figura 7), em 10 pontos, também sendo excluído o exutório, pois se mostrou impossível a fixação de um galão no local. Na tampa dos galões foram instaladas três mangueiras, duas para a entrada de água e outra para a saída do ar, a entrada de água ficou posicionada a uma altura de 30 cm acima do nível normal do fluxo d'água. Também foram coletadas amostras de água nestas foram analisados de fósforo total e solúvel (Figura 8).



Figura 7. Coletores instalados para o monitoramento dos eventos nos pontos

de coleta.



Figura 8. Amostras de água do fluxo natural, coletadas e armazenadas em caixa térmica, para posterior análise em laboratório.

4.4 Análises laboratoriais

As análises foram realizadas nos Laboratório de Química do Solo, e no Laboratório de Hidrossedimentologia, do Departamento de Solos, na Universidade Federal de Santa Maria.

Foram executadas as seguintes análises: Fósforo total e carbono orgânico total nas amostras coletadas pelos “torpedos”; fósforo total e fósforo solúvel para as amostras do fluxo da água nos momentos de coleta; nos sedimentos obtidos do leito do rio foram analisados os teores de fósforo total e carbono orgânico total, assim como nas amostras obtidas via galões para coleta de eventos pluviométricos.

4.4.1 Análises de qualidade da água

Foi coletada uma amostra de água do fluxo natural do curso d'água em cada ponto monitorado. As amostras foram transportadas em caixas térmicas, em no máximo 48 horas até os laboratórios em Santa Maria, onde foram determinados os valores de fósforo total e solúvel. O P solúvel foi determinado após a filtragem das amostras de água em membrana de celulose, com poros de diâmetro inferior à 0,45 µm, na solução filtrada foi determinado o P solúvel segundo metodologia proposta por Murphy & Riley (1962). As amostras de água foram digeridas com HCL + HNO₃ (3:1) em forno microondas com temperatura de 180 °C, de acordo com o método 3015A descrito em EPA (1999). As concentrações de P foram posteriormente determinadas usando o ICP-OES.

4.4.2 Análises da concentração de fósforo total e carbono orgânico total nos sedimentos

As amostras provenientes dos torpedos, dos galões de evento e às amostras de sedimentos de fundo, foram analisadas para determinar-se o teor total de fósforo e carbono orgânico total. As amostras passaram previamente por estufa a 60°C para secagem. Os sedimentos que obtidos posteriormente foram peneirado a 63 µm, obtendo a amostra a ser analisada. O P total foi estimado por digestão com H₂SO₄ e H₂O₂ na presença de MgCl₂ saturado (BROOKES & POWLSON, 1981) e foi determinado por colorimetria conforme metodologia proposta por Murphy (1962).

O carbono orgânico total foi determinado seguindo a metodologia proposta por Walkley & Black (1934), modificada segundo Tedesco *et al.* (1995).

5 RESULTADOS

5.1 Fósforo total e Fósforo solúvel nas amostras de água

Na tabela 5 são apresentados os resultados das concentrações de P total e solúvel nas amostras de água coletadas nos diferentes pontos de amostragem e nas diferentes épocas do ano. A primeira evidência constatada é que para todos os pontos e para todas as épocas a quantidade de P particulado, definido como a diferença entre o P total e o P solúvel (PT – PS), é significativamente maior que o P solúvel. Isso indica que o padrão de emissão de fósforo na bacia em questão presente em amostras de água, não nos sedimentos, ocorre especialmente na forma particulada.

Outra importante constatação é que houve um significativo incremento nas concentrações (ambos PT e PS) a partir do segundo semestre para todos os pontos. A diferença entre os pontos é menos pronunciada especialmente para os locais que drenam uma grande área de contribuição. Entretanto para alguns pontos de pequena área de contribuição (pontos 9 e 10) houve uma maior concentração medida.

Tabela 5. Níveis de fósforo total (PT) e fósforo solúvel (PS) em mg/L⁻¹ nas amostras de água coletadas nos pontos de amostragem distribuídos na Bacia Hidrográfica do Rio Guaporé, durante cada coleta no ano de 2013.

Período	P0		P1		P2		P3	
	PT	PS	PT	PS	PT	PS	PT	PS
07/02/2013	0,021	0,005	0,012	0,004	0,02	0,016	0,017	0,002
06/03/2013	ND***	ND***	0,072	0,003	0,074	0,019	0,026	0
27/04/2013	0,011	0,003	0,01	0,001	0,015	0,003	0,013	ND***
08/07/2013	0,058	ND	0,052	0,002	0,087	0,018	0,043	0,003
19/09/2013	0,067	0,026	0,068	0,028	0,049	ND	0,038	0,009

Tabela 5. Continuação

Período	P4	P5	P6	P7
---------	----	----	----	----

	PT	PS	PT	PS	PT	PS	PT	PS
07/02/2013	0,014	0,004	0,018	0,003	ND	ND	0,019	0,018
06/03/2013	0,044	0,007	0,046	0,01	0,014	0,010	0,055	0,024
27/04/2013	0,015	ND***	0,014	0,001	0,037	0,004	0,021	0,015
08/07/2013	0,054	0,006	0,030	0,001	0,027	0,014	0,073	0,011
19/09/2013	0,044	0,021	0,057	0,022	0,052	0,017	0,068	0,022

Tabela 5. Continuação

Período	P8		P9		P10	
	PT	PS	PT	PS	PT	PS
07/02/2013	0,014	0,005	0,018	0,015	ND***	ND***
06/03/2013	0,027	0,003	0,035	0,009	0,033	0,011
27/04/2013	0,008	ND	0,021	0	0,014	0,008
08/07/2013	0,079	0,005	0,543	0,058	0,029	0,012
19/09/2013	0,04	0,007	0,031	0,018	0,039	0,019

***Não disponível

5.2 Fósforo total nas amostras de sedimentos em suspensão dos “torpedos”

A figura 8 apresenta a variação nos níveis de P total nas amostras de sedimentos em suspensão coletados via torpedos, nos diferentes pontos de amostragem e nas diferentes épocas do ano. A primeira constatação é de que durante a coleta de Dezembro os níveis de fósforo total foram significativamente mais altos que o padrão encontrado ao longo das coletas, e esses valores elevados foram obtidos dos pontos situados à jusante da bacia hidrográfica. Nos períodos subsequentes de coleta, os pontos mais a montante, próximo à cidade de Marau, foram os que apresentaram os níveis mais elevados de fósforo total, em todas as coletas, tanto nas sub-bacias, como nos pontos de coleta situados no canal principal de drenagem da bacia.

Outro ponto constatado é de que as diferenças entre os pontos tendem a ser menores durante o período de outono-inverno. Período este em que os maiores volumes pluviométricos foram constatados. As microbacias (P9 e P10)

apresentaram valores estáveis entre as épocas de coleta, sendo em todos os períodos os menores níveis de fósforo total constatados.

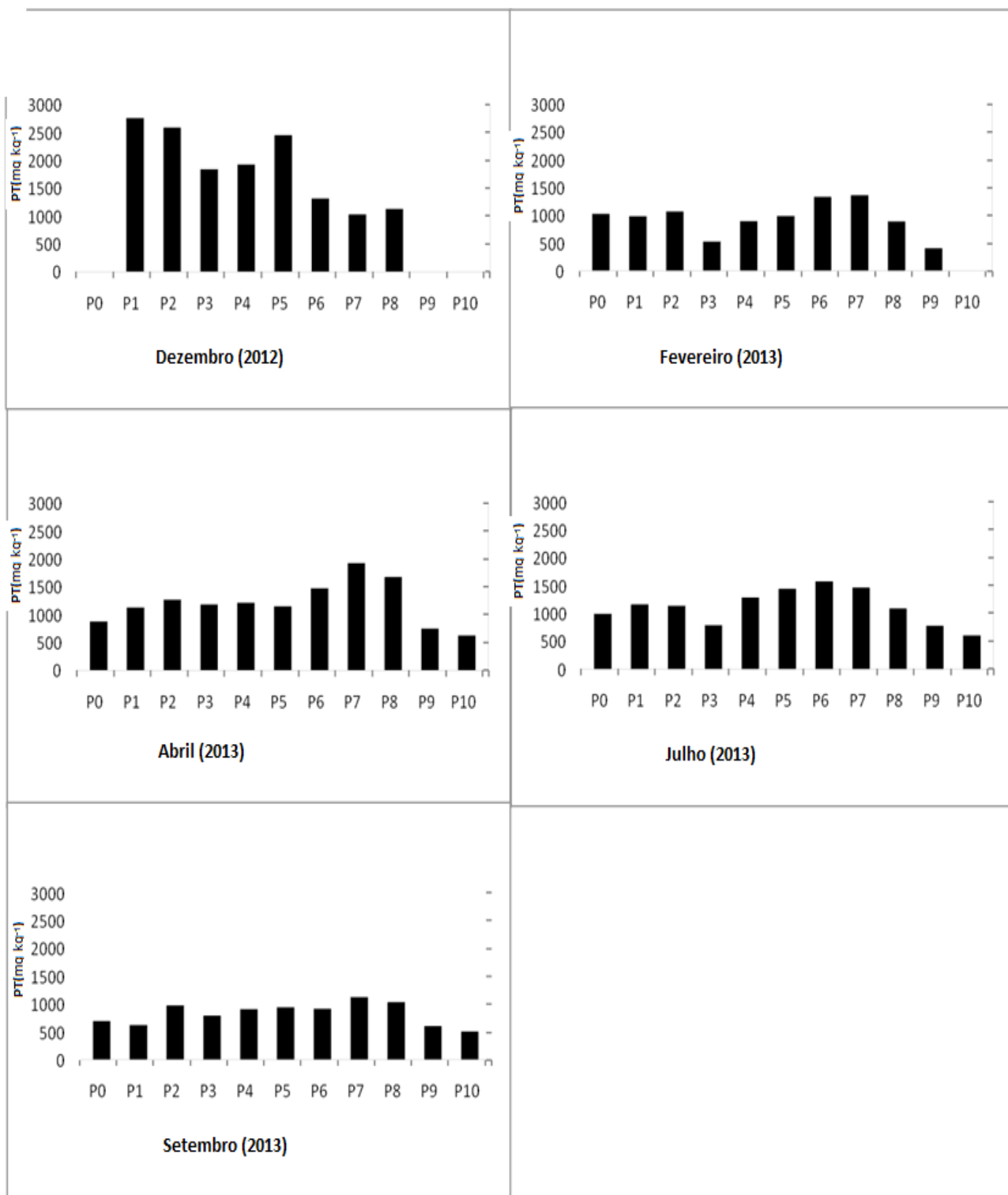


Figura 8. Efeito temporal e de uso do solo, nas concentrações de fósforo total

(mg kg⁻¹) nos sedimentos em suspensão durante o período de estudo (2012-2013); barras verticais mostram o desvio padrão (n=3) e os pontos que não apresentam barras em determinadas coletas é devido a perda das amostras.

5.3 Fósforo total nas amostras de sedimentos depositados no leito do canal fluvial

Na figura 9 são apresentadas as variações nos níveis de P total nas amostras de sedimentos depositados no leito do canal de drenagem, nos diferentes pontos de amostragem e nas diferentes épocas do ano. A primeira tendência constatada é de que para todas as épocas de coleta a quantidade de P nos pontos situados no canal principal da rede de drenagem, são os que apresentam os níveis mais elevados de fósforo total.

Outra importante constatação é de que estes pontos são os que estão posicionados mais à montante na bacia hidrográfica, dentre aqueles que se localizam no canal principal.

Assim como nos sedimentos coletados via torpedo, os níveis de fósforo total nas amostras de fundo, coletadas no mês de Setembro, foram as que apresentaram maior semelhança entre os pontos monitorados. Tal comportamento pode ser associado à distribuição das chuvas ao longo do período em questão. As microbacias (P9 e P10) também apresentaram valores estáveis entre as épocas de coleta nos sedimentos de fundo, sendo em todos os períodos os mais baixos níveis de fósforo total constatados, assim como nos sedimentos em suspensão.

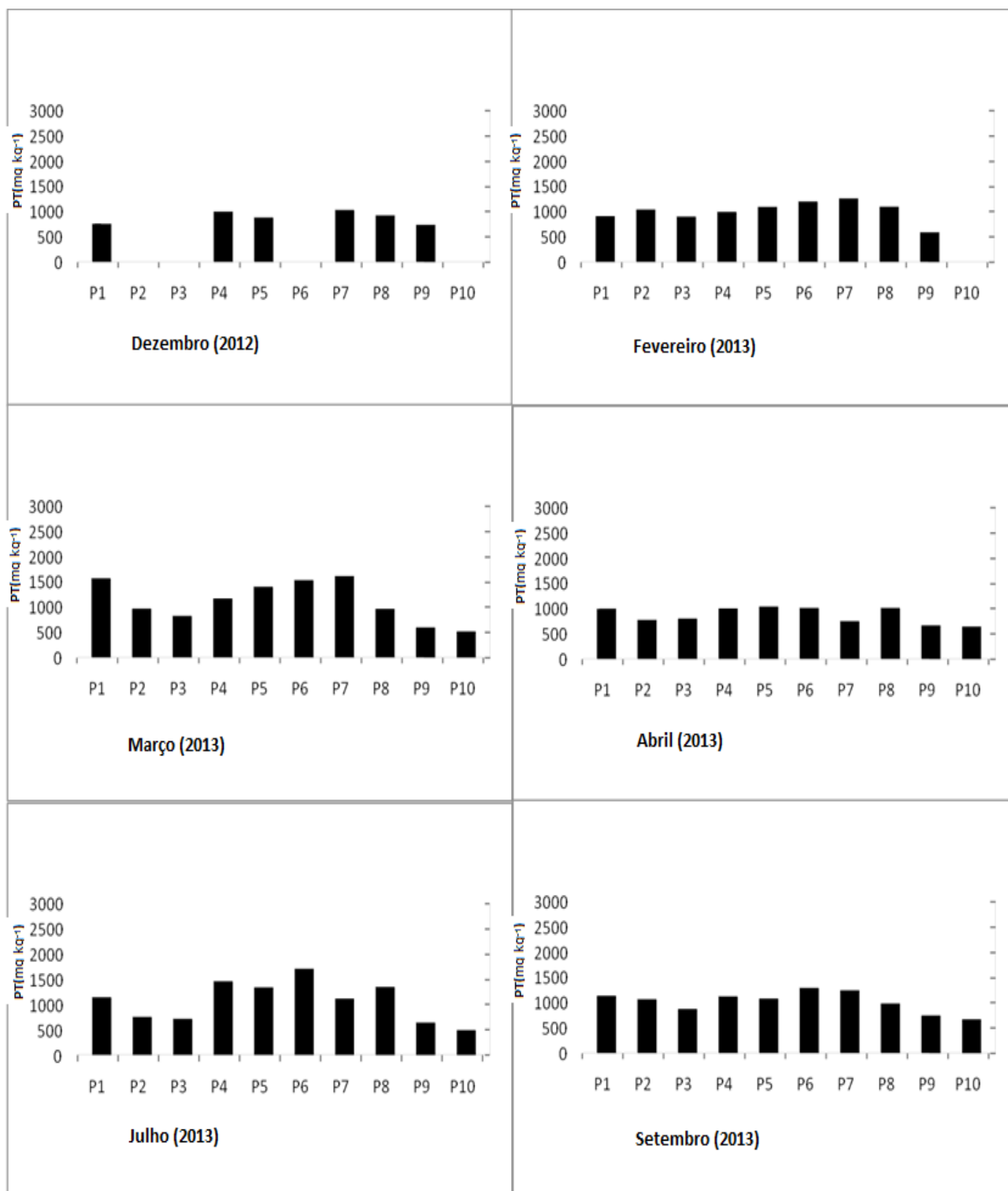


Figura 9. Efeito temporal e de uso do solo, nas concentrações de fósforo total (mg kg^{-1}) nos sedimentos de fundo durante o período de estudo (2012-2013); barras verticais mostram o desvio padrão ($n=3$) e os pontos que não apresentam barras em determinadas coletas é devido a perda das amostras.

5.4 Carbono orgânico total nas amostras de sedimentos em suspensão dos “torpedos”, e nas amostras de sedimentos depositados no leito do canal fluvial

A figura 10 apresenta a variação nos teores de carbono orgânico total nas amostras de sedimentos em suspensão coletados via torpedos, nos diferentes pontos de amostragem e nas diferentes épocas do ano. A primeira constatação é de que os níveis são semelhantes em todos os períodos e locais, ocorrendo uma oscilação evidente no mês de fevereiro, em que os níveis foram extremamente altos no ponto P5 seguido do ponto P4, ambos localizados no canal principal da bacia hidrográfica, sendo que o P5 encontra-se à montante do P4. Essa redução nos teores de carbono orgânico pode ser devido a efeitos do aumento nas dimensões no canal de drenagem ao longo do seu curso, e às variações nas características das áreas que têm influencia sobre estes pontos de coleta.

Outro ponto constatado em relação aos sedimentos em suspensão é da estabilidade em níveis baixos de carbono orgânico total encontrado nos pontos P9 e P10, sendo estes dois pontos os que representam as microbacias.

Na figura 11 são apresentados os dados referentes aos teores de carbono orgânico total nas amostras de fundo, é possível constatar a diferença entre os resultados obtidos pelos dois métodos. Nos sedimentos de fundo ocorreu uma grande variação entre os períodos de coleta, não sendo possível destacar uma tendência. Essa maior variação pode ser devido a alterações ao longo dos períodos de coleta nos níveis da água, muitas vezes não possibilitando a coleta no exato local da coleta anterior.

Outro fator é a própria alteração nos níveis da água, alterando assim os depósitos de sedimentos encontrados nos pontos, sendo que a cada nova coleta era provável que ocorresse uma renovação destes depósitos, com a possibilidade de que estes novos depósitos não tenham sido originados da mesma fonte. Estas variações podem ser devido às diferentes características das chuvas que ocorreram anteriormente a cada período de coleta.

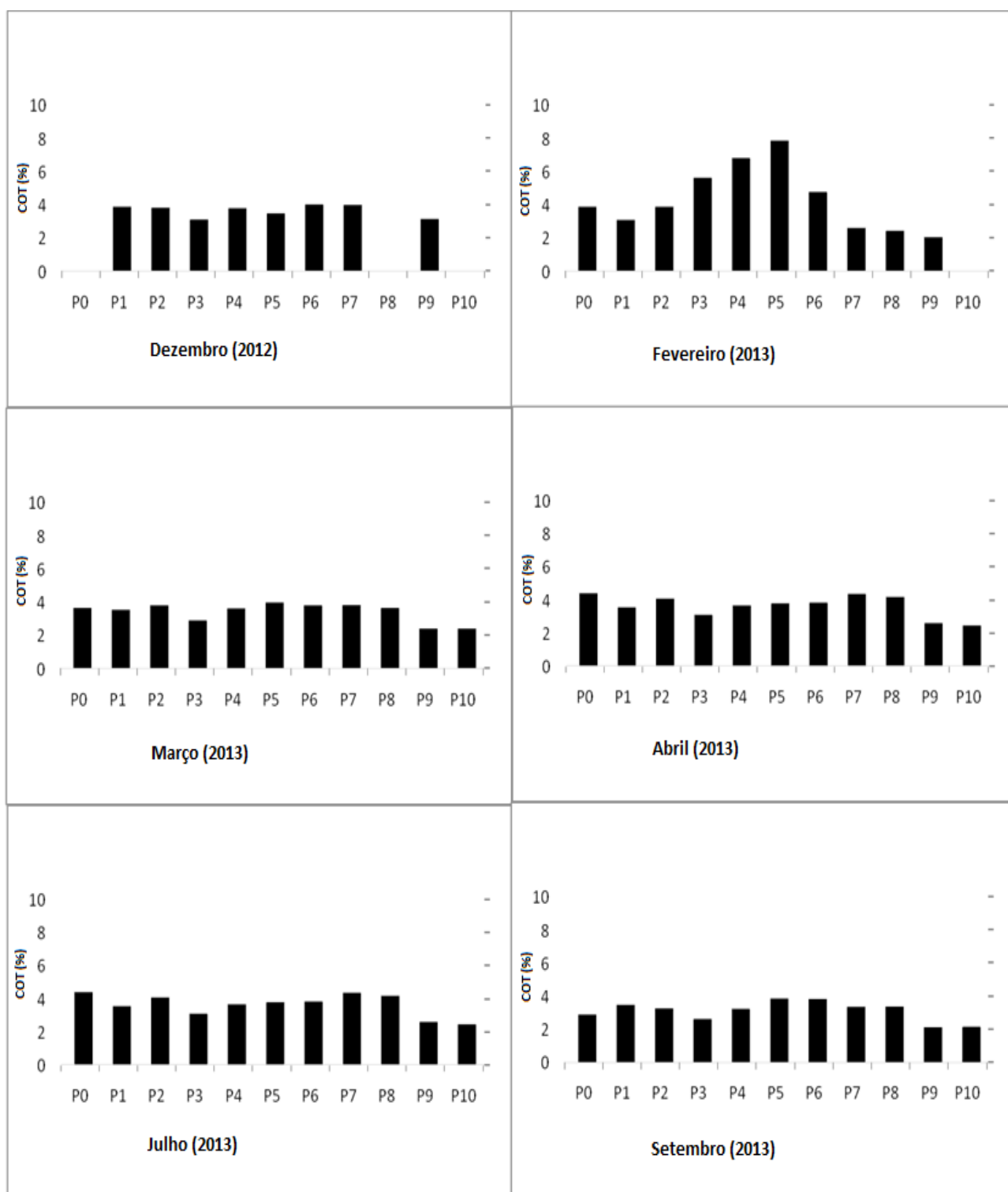


Figura 10. Efeito temporal e de uso do solo, nos teores de carbono orgânico total de sedimentos em suspensão durante o período de estudo (2012-2013); barras verticais mostram o desvio padrão (n=3) e os pontos que não apresentam barras em determinadas coletas é devido a perda das amostras.

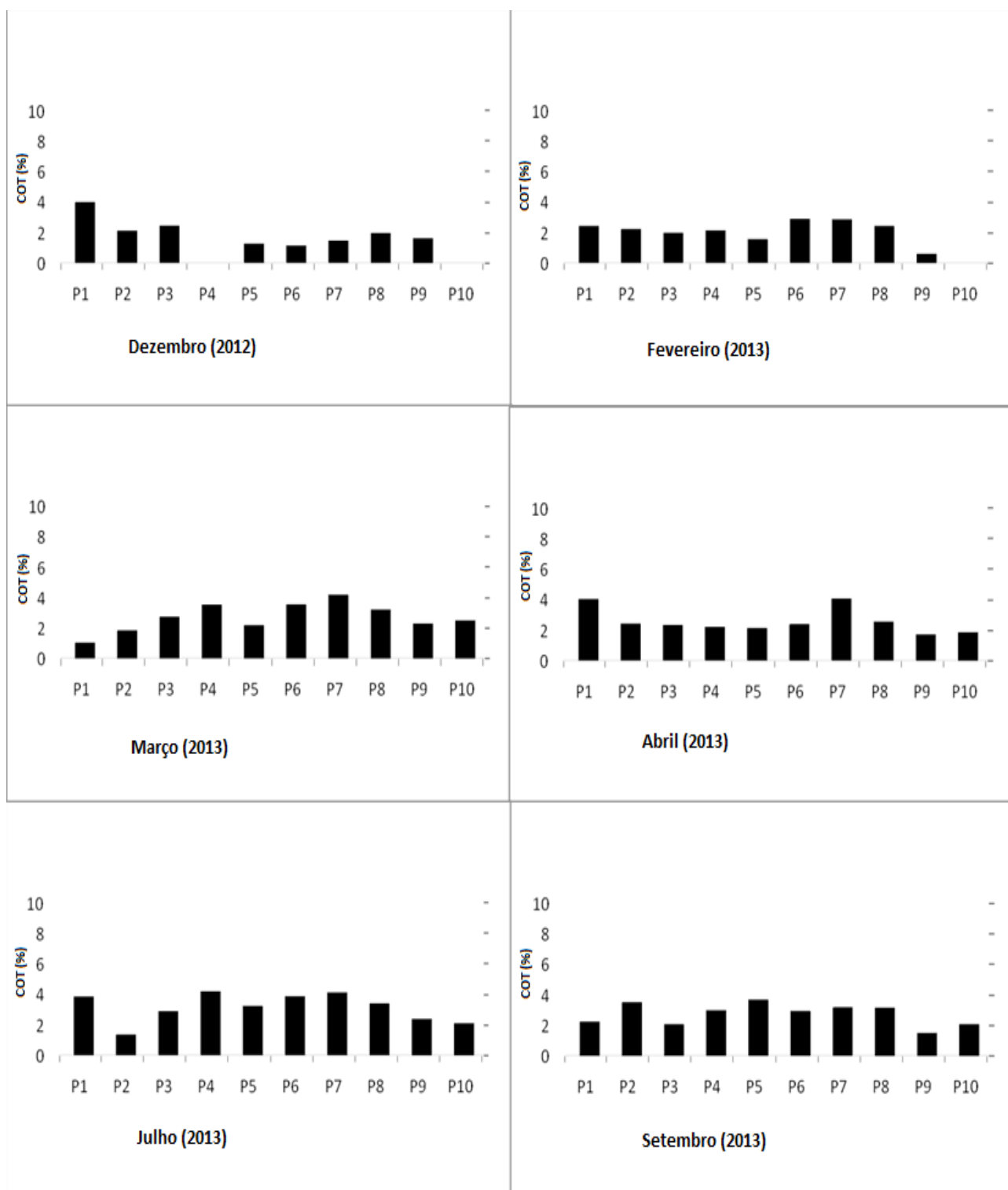


Figura 11. Efeito temporal e de uso do solo, nos teores de carbono orgânico total de sedimentos de fundo durante o período de estudo (2012-2013); barras verticais mostram o desvio padrão (n=3) e os pontos que não apresentam barras em determinadas coletas é devido à perda das amostras

5.5 Monitoramento hidrossedimentológico no exutório da bacia hidrográfica

No mês de dezembro de 2012 a vazão média no exutório foi de $39,98 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (Tabela 6), com uma produção de sedimentos de $15,88 \text{ Mg km}^{-2}$, sendo esta a segunda maior produção de sedimentos durante este ano de monitoramento. O índice de erosividade das chuvas EI30 foi de $2024,38 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$, com uma precipitação mensal de $267,32 \text{ mm}$. No período que coincide com a segunda coleta, fevereiro de 2013, a vazão média no exutório foi $19,97 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. A produção de sedimentos estimada foi de $2,68 \text{ Mg km}^{-2}$, o índice EI30 foi de $933,92 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$, e a precipitação acumulada para este mês foi de $170,83 \text{ mm}$. No mês de março a vazão média foi $65,03 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, e a produção de sedimentos foi de $17,21 \text{ Mg km}^{-2}$, e uma precipitação mensal de $195,36 \text{ mm}$ com um índice de erosividade EI30 de $1145,24 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$.

O quarto período de monitoramento foi no mês de abril de 2013, neste período a vazão média estimada no exutório foi de $35,83 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, com uma produção de sedimentos de $2,44 \text{ Mg km}^{-2}$. A precipitação mensal deste período foi de $93,82 \text{ mm}$, e o EI30 foi de $375,62 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$. Na quinta coleta, julho de 2013, a vazão estimada foi de $34,95 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, com uma produção de sedimentos de $4,62 \text{ Mg km}^{-2}$. A precipitação média deste período foi de $73,09 \text{ mm}$, com um EI30 de $256,96 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$. A última coleta, no mês de setembro de 2013, teve uma vazão de $88,78 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ e uma produção de sedimentos estimada de $10,41 \text{ t km}^{-2}$. A precipitação mensal foi de $201,32 \text{ mm}$, a segunda maior deste ano de monitoramento, com um EI30 de $1198,74 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$.

Tabela 6. Precipitação mensal (P), índice de erosividade da chuva (EI30), Vazão (Q) e produção de sedimentos (PS) no exutório (ponto zero) da Bacia Hidrográfica do Rio Guaporé, para o período 2012-2013.

Ano		Q	PS₁	EI30	P
2012	Mês	m³ s⁻¹	t km⁻²	MJ mm ha⁻¹ h⁻¹	mm
	Janeiro	5,90	0,04	575,47	116,85
	Fevereiro	3,01	0,01	1216,84	191,25
	Março	3,01	0,05	373,16	87,88
	Abril	3,30	0,01	214,98	61,14
	Maio	3,01	0,01	71,89	29,74
	Junho	7,97	0,21	346,18	83,64
	Julho	50,29	8,79	1518,99	221,29
	Agosto	20,60	0,42	213,72	60,90
	Setembro	76,99	22,08	1314,94	201,25
	Outubro	63,18	9,91	943,18	161,73
	Novembro	13,49	0,02	200,06	58,31
	Dezembro	39,98	15,88	2024,38	267,32
	Total	27,89	57,42	9013,79	1541,30

Ano		Q	PS₁	EI30	P
2013	Mês	m³ s⁻¹	t km⁻²	MJ mm ha⁻¹ h⁻¹	mm
	Janeiro	23,38	0,72	335,55	87,11
	Fevereiro	19,97	2,68	933,92	170,83
	Março	65,03	17,21	1145,24	195,36
	Abril	35,83	2,44	375,62	93,82
	Maio	27,73	3,26	573,36	123,93
	Junho	49,88	13,01	452,74	106,09
	Julho	34,95	4,62	256,96	73,09
	Agosto	147,74	43,45	2256,89	305,25
	Setembro	88,78	10,41	1198,74	201,32
	Outubro	47,26	15,17	614,66	129,73
	Novembro	49,82	13,10	1030,70	182,28
	Dezembro	17,11	0,89	257,21	73,13
	Total	50,81	126,96	9431,59	1741,94

6 DISCUSSÃO

6.1 Comparação do P entre os compartimentos fluviais

Os níveis médios de P foram mais altos nos sedimentos de fundo do que os valores encontrados nos sedimentos em suspensão durante o período de inverno, nas coletas de Julho e Setembro de 2013. Estes resultados podem ser divididos ao fato de que neste período ocorreram elevadas precipitações e escoamento superficial, fazendo com que haja uma elevada mobilização de material recém desagregado com elevada concentração de P e depositados nos fundos de vale e de rios. Essa maior concentração de sedimentos eleva a adsorção do elemento P pelos sedimentos de fundo, em maior volume, causando a redução nos níveis de P encontrados nos sedimentos em suspensão.

Durante as coletas que ocorreram no verão os níveis de P nos sedimentos apresentaram comportamento inverso do que ocorreu no inverno. Os sedimentos de fundo tiveram concentrações mais baixas de P. Estes resultados podem ser o resultado da liberação de parte do P adsorvido aos sedimentos que estão depositados no leito para a solução. Durante o verão o aporte de sedimentos provindos de processos erosivos é menor, devido às menores precipitações, fazendo com que os níveis de P na água sejam baixos. Estes níveis baixos de P em solução forçam os sedimentos de fundo a liberarem parte do P que está adsorvido a eles, como forma de equilibrar as concentrações entre os dois meios. Esta dessorção do P é potencializada quando ocorre a ressuspensão dos sedimentos de fundo, causado por uma movimentação da água, aumentando as interações entre água e sedimentos, e conseqüentemente reduzindo os níveis de P nos sedimentos de fundo.

Na média anual os níveis de P nos sedimentos em suspensão foram mais altos que os encontrados nos sedimentos de fundo (Figura 12). A razão para tanto ocorre devido à “seletividade” com que os diferentes sedimentos são carregados. As partículas mais finas (argila), que possuem maiores níveis de P a elas adsorvidos devido ao maior número de cargas, tendem a ficar por um tempo maior em suspensão, e serem carregadas por uma distância maior. Já os sedimentos com maior densidade, as partículas mais grosseiras, são depositados mais facilmente. Porém estes sedimentos apresentam menor número de cargas, e conseqüentemente menores níveis de P adsorvidos.

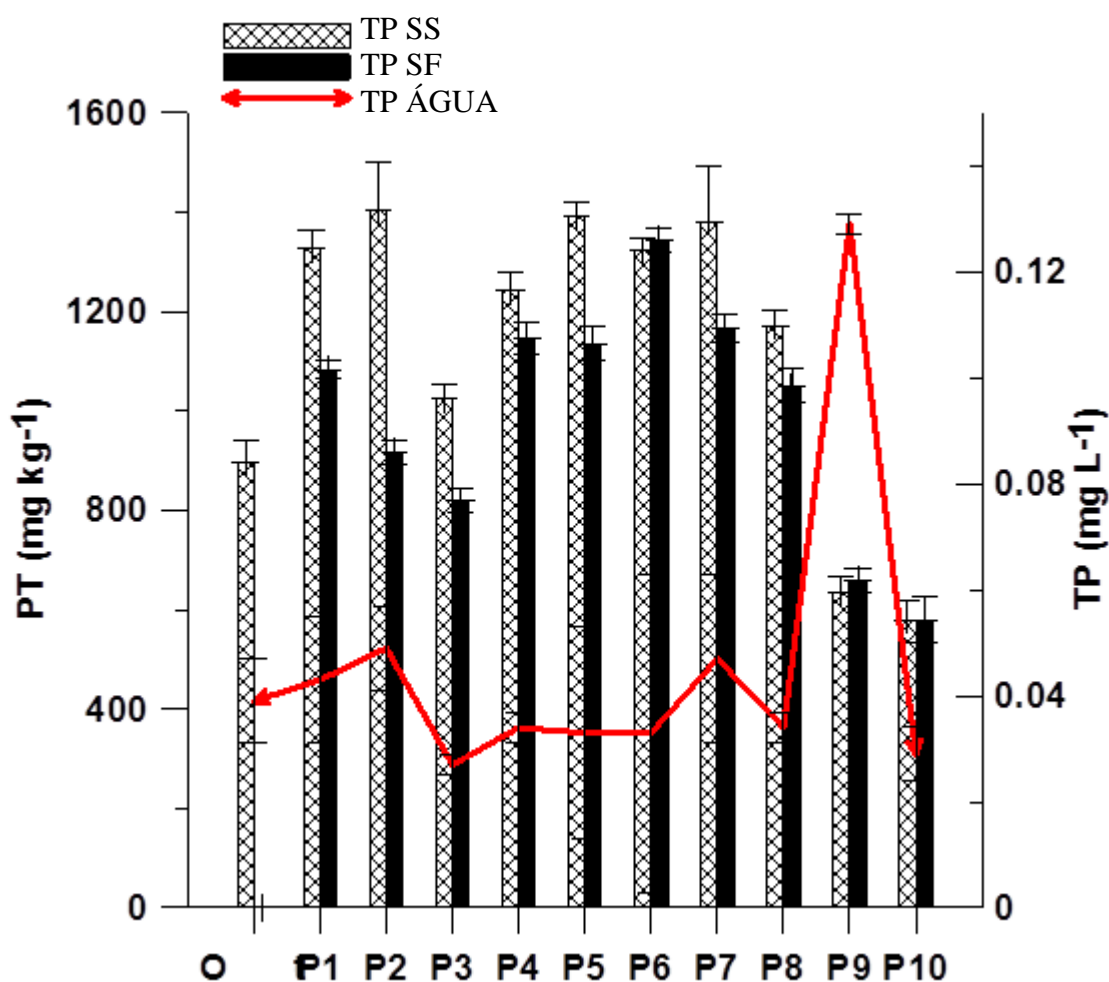


Figura 12. Fósforo total (PT), em sedimentos em suspensão (n=5); fósforo total (PT) em sedimentos de fundo (n=6) e fósforo total (PT) em amostras de água coletadas do fluxo normal dos canais (n=6) da Bacia do Rio Guaporé.

Em quase todos os pontos monitorados os níveis médios de P total nas amostras de água foram mais baixos, exceto no ponto 9. Este ponto se refere a uma das menores sub-bacias monitoradas, que apresenta regularmente baixos níveis de água. Neste ponto quando ocorrem aumentos nos níveis de água, os volumes de sedimentos que sofrem ressuspensão são relativamente altos, causando uma maior dessorção de P para a água. Este ponto também apresenta um relevo muito acentuado, em que o solo é revolvido para o cultivo do fumo, o que acelera os processos erosivos e eleva a produção de sedimentos. A contribuição desta área de cultivo ocorre de forma direta, estando muito próxima do ponto de coleta e com baixos níveis de vegetação ripária.

Os valores de P na água são de difícil comparação, porque em pontos que estão localizados no canal principal os níveis de P tendem a ser diluídos, e em pequenos canais a sua concentração é naturalmente elevada. Ou seja, a comparação das concentrações não expressa a maior transferência do elemento, Para tanto é necessário dados de descarga líquida e sólida, tal como existem no ponto 0 dessa bacia.

6.2 Análise espacial

A bacia hidrográfica apresentou uma variação significativa entre os pontos de monitoramento. O ponto de monitoramento número 10, que serviu de controle por apresentar uma maior porção de áreas preservadas com mata nativa, com presença de mata ciliar em sua extensão e áreas com uma menor interferência do homem, tal como esperado, foi o ponto com os menores níveis de fósforo total nos sedimentos em suspensão dos torpedos e nos sedimentos de fundo. Mesmo no período em que os níveis não foram os menores dentre todos os pontos, estes se mantiveram baixos, e de certa forma estáveis, isto se deve obviamente a

existência de cobertura vegetal encontrada nesta área, e o menor efeito que elevadas precipitações tem sobre a erosão e escoamento superficial.

Em média os níveis de fósforo total nos sedimentos em suspensão coletados com o uso de “torpedos”, no ponto de controle se mantiveram em 578,57 mg kg⁻¹, sendo que o nível mais alto encontrado dentre todos os pontos e períodos foi de 2.752,79 mg kg⁻¹ no ponto um, o ponto dez apresentou aproximadamente 376% menos fósforo total nos sedimentos em suspensão de que o máximo encontrado, demonstrando a importância de uma boa cobertura vegetal, a presença de matas ciliares (LAWRENCE, 1998; PELLEGRINI et al., 2008), e uma menor perturbação do solo, ainda mais importante em áreas que apresentam relevos com declividade acentuada, como é o caso deste ponto. Em estudo realizado por Omernik (1977), monitorando várias microbacias nos Estados Unidos da América, também foram encontrados menores perdas de fósforo em áreas com solo cobertos por florestas quando comparados a outros com menor presença de mata. As perdas de fósforo por ele relatadas também foram maiores nas áreas com maior atividade antrópica, sendo elas rurais ou urbanas.

Os níveis de fósforo nos sedimentos de fundo foram menores em todas as coletas, dentre todos os pontos, neste tipo de amostra os níveis de P não sofreram grandes variações durante os meses, e apresentaram uma maior estabilidade de níveis entre os pontos. Isso é natural, considerando que dentre os três compartimentos, água, sedimentos em suspensão e sedimentos de fundo, esse é aquele com menor cinética.

Os teores de carbono orgânico total foram menores dentre todas as coletas para as amostras de sedimentos de fundo, e baixas em todas as coletas de sedimentos em suspensão, reforçando o bom efeito de proteção do solo proporcionado por uma vegetação de mata nativa, que mesmo com solos ricos em matéria orgânica, a suas perdas por erosão se mantêm baixas.

No ponto 9, área onde se cultivam as culturas de fumo e milho predominantemente, os níveis de carbono orgânico total encontrado nos sedimentos de fundo e em suspensão foram baixos em praticamente todas as coletas, isto pode ser devido aos baixos níveis de carbono no solo, influenciado pelo constante revolvimento do solo para a entrada do milho ou do fumo.

Os níveis de fósforo total também foram baixos nos sedimentos em suspensão e nos de fundo. Em média as concentrações de fósforo total nos sedimentos, foram apenas mais altas que as encontradas no ponto dez, sendo (11,05 %) maior em relação ao ponto 10. Esse ponto apresentou uma produção de sedimentos mais baixa devido possivelmente a sua dimensão, pois se tratava de um pequeno córrego, em que só eram possíveis coletas de volumes significativos de sedimentos após precipitações mais elevadas, dificultando representatividade da área por meio destes sedimentos.

Porém, os níveis de fósforo total e solúvel nas amostras de água, coletadas no fluxo normal do canal no mês de julho, apresentaram níveis mais elevados dentre todas as coletas, 0,543 mg L⁻¹ para o fósforo total e 0,058 mg L⁻¹ para o fósforo solúvel. Isto demonstra que estas áreas em que são utilizadas quantidades elevadas de fertilizantes fosfatados (Fumo), e que são revolvidas para o seu cultivo (Fumo e Milho), que passam grandes períodos em pousio, podem apresentar grande potencial poluidor dos recursos hídricos durante eventos pluviométricos de alta intensidade. Este é um dos pontos que representam a situação das áreas de cabeceira da bacia, que cultivam o fumo, pela sua alta lucratividade por área, e também milho para a alimentação de animais, para sua subsistência.

O ponto 8, localizado próximo à cidade de Marau, os canais de drenagem sofrem influência da área urbana. Neste ponto predominam relevos com declividade suave, onde são implantadas culturas como a soja e o milho, em sua maior parte, cultivados por meio do sistema de semeadura direta, que proporciona uma menor perturbação da camada superficial do solo. Nota-se claramente que a contribuição das lavouras nas perdas de P é baixa devido a menor evidência de erosão. Entretanto, foram encontrados níveis altos de P nos sedimentos em suspensão e de fundo em quase todas as coletas, o que pode estar relacionado com as descargas de origem urbana. Além disso, verificou-se valores relativamente maiores no período entre Março e Abril de 2013, próximo as colheitas dos cultivos de verão, onde observa-se o solo desprotegido por um período de tempo, sem uma cobertura significativa do solo.

Nas áreas de semeadura direta tem-se uma cobertura vegetal durante boa parte do ano, assim como nas áreas de mata, isto tem reduzido a produção de

sedimentos. Porém, os teores de fósforo neste ambiente tendem a ser elevados devido às fertilizações, contrário ao que ocorre nas áreas preservadas, em que os níveis desse nutriente são geralmente baixos, dependentes da sua ciclagem e liberação via intemperismo (REYNOLDS, 2001).

Quando não se tem precipitações elevadas, as saídas de fósforo destas áreas sob semeadura direta são baixas, porém, quando ocorrem saídas de sedimentos, estes possuem grandes quantidades de P a eles adsorvidos, possivelmente devido aos processos consecutivos de fertilização, que ocorrem sempre na camada superior do solo, também devido às características químicas do elemento que lhe proporcionam uma baixa mobilidade no perfil do solo, causando o enriquecimento do horizonte superior do solo (GATIBONI, 2003). Mesmo que as perdas de sedimento sejam baixas em áreas de semeadura direta, os níveis de P nestes sedimentos em média serão elevados, e poderão ter um efeito prejudicial se transportados até ambiente aquático, onde o P pode ser desorvido dependendo das concentrações presentes na água, e carregado por distâncias mais longas.

Os níveis de P total e P solúvel nas amostras de água foram menores, na média das coletas, em relação ao ponto de controle, porém, foram realizadas em períodos fora dos eventos chuva-vazão, que podem ter comportamento distintos. O enriquecimento da camada superior do solo causa a saturação dos sítios de adsorção, elevando a facilidade com que o fósforo é transportado na forma solúvel, via escoamento superficial (GBUREK & SHARPLEY, 1998), que ocorre durante elevadas precipitações em um intervalo curto de tempo.

Em estudo que comparou as perdas de fósforo no cultivo de milho sob semeadura direta e em cultivo convencional (MCDOWELL & MCGREGOR, 1984), os teores de fósforo solúvel foram maiores no ambiente que foi cultivado sob semeadura direta. Os resultados encontrados no ponto oito, não devem ser considerados opostos ao que se encontrou no trabalho apresentado por McDowell & McGregor (1984), pois os níveis baixos de fósforo solúvel e total encontrados nas amostras de água do ponto oito ocorreram em situações em que não se tinham eventos pluviométricos, o que poderia alterar estes resultados.

Os teores de carbono orgânico total, nas amostras coletadas por torpedos, e nas amostras de fundo do ponto 8, foram mais altos que os níveis encontrados

no ponto de controle. Estes valores elevados podem ser associados ao acúmulo de material orgânico que ocorre no sistema de semeadura direta, em que os restos culturais são preservados para que seja mantida uma cobertura do solo, promovendo a sua proteção aos efeitos erosivos da chuva, uma menor oscilação da temperatura e manutenção da umidade; favorecendo também a elevação dos teores de matéria orgânica no solo.

No ponto 7, os níveis de fósforo solúvel na água foram altos em todas as avaliações. Isso difere dos outros pontos, que apresentaram fósforo total semelhante, porém, com baixos níveis em relação ao fósforo solúvel, tal comportamento também foi evidenciado por outros autores. Correl (1998) encontrou para teores semelhantes de fósforo total, concentrações de fósforo solúvel que variaram de 0,009 a 0,100 mg L⁻¹ em águas de lagos dos EUA. O fósforo total médio nas amostras de água do ponto sete foi de 0,047 mg L⁻¹ e o solúvel médio foi de 0,019 mg L⁻¹.

Este ponto serve como referencia para a influencia de um ambiente urbano com proximidade e conexões com os recursos hídricos e canais de drenagem. Durante as coletas foi evidente a presença de detritos oriundos da cidade de Marau, que são depositados via esgotos domésticos clandestinos, fator de contaminação este que possui elevados níveis de fósforo e nitrogênio (REYNOLDS *et al.*, 2001). Também nesta cidade estão situadas diversas indústrias, dentre elas algumas alimentícias, que por relatos de moradores da região, laçam em certas épocas do ano parte da água utilizada internamente neste canal fluvial. Estas águas que são utilizadas podem conter elevados níveis de P, e isto se reflete no que encontrou-se nas amostras coletadas.

Em função da pavimentação, as estradas e a urbanização reduzem a capacidade de infiltração das águas no terreno, aumentando fortemente o escoamento superficial e o transporte de sedimentos (VON SPERLING, 1996). Os níveis de P nos sedimentos em suspensão do ponto sete foram altos em todas as coletas, estes níveis podem representar tanto a influencia do meio urbano, como o que provêm das áreas cultivadas, semelhantes ao que se encontra no ponto oito, também nesta sub-bacia estão situados vários criatórios de suínos e aves, para corte. A união destes fatores pode ser a explicação para níveis tão altos de P nos sedimentos. O período que os sedimentos apresentaram maiores teores de

P, ficou entre a época de colheita da Soja e do Milho, e a época em que são semeadas as culturas de inverno (Fevereiro a Julho) e se tem elevadas precipitações, neste período podem ter ocorrido fertilizações por meio da aplicação de dejetos de suínos e/ou cama de aviários, sendo esta a causa da elevação dos níveis de P.

O ponto 5 está situado longitudinalmente próximo ao meio da bacia hidrográfica, e se localiza no canal principal da bacia hidrográfica, nesta região o relevo começa a ter uma declividade mais acentuada, também é uma região de transição entre áreas produtoras de soja e milho, e áreas de criação de bovinos, aves e suínos (zona da bacia com uma das maiores densidade). A dieta dos animais desempenha um papel importante no montante das perdas de P por meio de aplicação de esterco. Os criadores de gado geralmente fornecem P mineral em níveis mais altos do que podem ser assimilados pelos animais, e via fontes mais baratas, geralmente fornecendo mais do que eles necessitam (KNOWLTON et al., 2004). Assim, ajustar às exigências de P nas dietas de acordo com as necessidades dos animais é o primeiro passo para reduzir as perdas de P que ocorrem via aplicação de dejetos. Neste ponto é prática comum a utilização dos dejetos animais para a fertilização das áreas agrícolas, o que pode ser potencialmente uma fonte de contaminação das águas, quando aplicados em excesso e/ou em épocas não adequadas, que coincidem com elevadas precipitações e/ou muito antecipadamente em relação à entrada das culturas, e aplicados a lanço, cobrindo toda a área cultivada. Schroder et al. (2011) relataram que a aplicação de fertilizantes tão perto quanto possível do local onde as raízes das plantas se desenvolvem pode reduzir significativamente as perdas nutrientes (P).

Os teores de fósforo total nas amostras de sedimentos em suspensão e os de fundo estão entre os mais altos, próximos do que foi encontrado no ponto 7, 1,01 % maior e 2,64 % menor, respectivamente. Os sedimentos em suspensão apresentaram dois picos nos níveis de P, um no período entre Novembro e Dezembro de 2012, e outro entre Maio e Julho de 2013. Estes picos de P nos sedimentos em suspensão coincidem com as épocas próximas a semeadura das culturas de verão e inverno respectivamente, que foram em algumas áreas fertilizadas com dejetos e/ou fertilizantes comerciais. Ainda no mês de dezembro

ocorreram elevadas precipitações, com os maiores índices de erosividade de 2012. Tal comportamento foi semelhante no ponto quatro, que está situado à jusante do ponto cinco, também situado no canal principal da rede de drenagem, com atividades agrícolas semelhantes.

Os teores de carbono orgânico total das amostras de fundo foram baixos nas primeiras coletas, e se elevaram no período de Maio a Julho e entre Agosto e Setembro de 2013 (maiores precipitações e índices de erosividade deste ano), épocas que coincidem com a aplicações de dejetos previamente às sementeira de Aveia/Azevém e Milho/Soja, respectivamente. Nesta região uma parte do que é produzido é utilizado para a confecção de silagem, e anteriormente à implantação das culturas, quando disponível, são utilizados os dejetos de suínos e bovinos, assim como as camas de aviários para a fertilização das áreas, esta coincidência na elevação nos teores de carbono orgânico total nestas amostras, pode ser reflexo deste manejo.

Foi também no período entre Julho e Setembro que o ponto 5 apresentou os maiores níveis de P total ($0,057 \text{ mg L}^{-1}$) e solúvel ($0,022 \text{ mg L}^{-1}$) nas amostras de água, dentre todas as suas coletas. Estudos sobre os efeitos da utilização dejetos na agricultura apontam para uma elevação nas perdas de solo e nutrientes por escoamento superficial (SMITH et al., 2007). E a consequente redução da qualidade das águas superficiais causada por aplicações sequenciais de dejetos (WHORTMANN, 2006). Grandes perdas de P, juntamente com outros nutrientes do solo estão fortemente relacionadas com o nível de matéria orgânica do solo. De acordo com uma estimativa, cerca de metade do P aplicado aos solos agrícolas é perdido devido à erosão eólica e hídrica. A manutenção da matéria orgânica nos solos é fundamental para a retenção do P nos solos (ZHANG et al, 2008).

No período entre Janeiro e Fevereiro ocorreram os picos nos níveis de carbono orgânico nos sedimentos de fundo dos pontos cinco e quatro, coincidindo com a colheita dos cultivos de verão. Este processo de colheita além de deixar o solo exposto às ações da chuva, o que poderá facilitar a ocorrência de processos erosivos, ainda causa a perturbação da camada superior do solo, devido ao intenso trânsito de maquinários e pessoas na área durante a colheita dos grãos,

portanto a coincidência destes dois fatores pode ser um agravante para estas maiores perdas de carbono orgânico total neste período.

O ponto três está localizado em uma sub-bacia, onde predominam os cultivos de fumo e de erva-mate, também são cultivados alguns citros, e pastagens de inverno. Ocorre a presença de aviários e pocilgas, porém, com baixa densidade, e o relevo tem declividade acentuada. Neste ponto foram encontrados baixos níveis de fósforo total e solúvel nas amostras de água.

Os níveis de carbono orgânico total foram baixos, nas amostras coletadas no leito canal, foram maiores apenas que as encontradas no ponto 9 e 10, sendo que a média ficou 12,88 % maior que a do ponto de controle. Os níveis médios de todas as coletas de fósforo total nas amostras de sedimentos, dos torpedos e de fundo foram medianos. Este ponto pode ter sido afetado pela presença de uma antiga represa, situada logo acima do local de coleta, construída para abastecer com água uma serralheria e um moinho, movidos por ação física da água. Esta represa apresenta um grande acúmulo de sedimentos, que são depositados em épocas em que o nível da água é baixo, e o fluxo da água fica quase totalmente interrompido. Este volume grande de sedimentos pode ter agido adsorvendo o P dissolvido na água ou de sedimentos com teores mais altos de P.

A bacia número 2, tem características muito semelhantes ao ponto número 3, quanto aos cultivos nela encontrados, porém, desta parte da bacia hidrográfica em diante são encontradas áreas com maior declividade, com significativa manutenção da vegetação ripária, o que em hipótese, confere a esta área um fator auxiliar na redução dos níveis de fósforo e carbono orgânico encontrados no meio aquático, funcionando como barreira às saídas de sedimentos do meio terrestre para a rede de drenagem (RODRIGUES, 2004).

O ponto 2 desemboca no ponto 1, e estes pontos estão muito próximos um do outro, o ponto número um está situado no canal fluvial principal da bacia hidrográfica. Por conseguinte os níveis de fósforo e carbono orgânico são semelhantes, entre estes dois pontos. Na primeira coleta, no mês de dezembro de 2012, os pontos 1 e 2 apresentaram os níveis mais altos de fósforo total para as amostras coletadas via torpedo, concomitantemente neste período foram medidas as maiores precipitações mensais do ano de 2012 (267, 32 mm), com o maior índice de erosividade registrado neste ano ($EI_{30} 2024,38 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$).

Este período coincide com a colheita do fumo, expondo as áreas de cultivo que antes haviam sido fertilizadas com elevados níveis de P. Neste período também ocorreu um pico nos teores de carbono orgânico total, nos sedimentos de fundo do ponto um, possivelmente também devido à exposição do solo nesta época.

O ponto 1, por estar no canal principal, e receber as águas de seus afluentes, tende a acumular e somar o que encontramos nos demais pontos, por isso é talvez que neste ponto tenham sido encontrados os maiores valores fósforo total nos sedimentos em suspensão da coleta de dezembro, somado ao fato de que com uma precipitação elevada, em um curto espaço de tempo, os sedimentos não têm as condições necessárias para serem depositado, e também pode ocorrer o fenômeno de ressuspensão dos sedimentos depositados no leito do rio.

Os níveis de fósforo total e solúvel nas amostras de água do ponto 1, foram os mais elevados dentre todos os pontos na coleta de setembro de 2013 (0,068 e 0,028 mg L⁻¹), e também altos no ponto 2, tal fato pode ser associado ao início do cultivo de fumo nestes pontos, semelhante o que foi encontrado no trabalho de Pellegrini (2005).

O último ponto de amostragem é o exutório da bacia hidrográfica, onde foi possível estimar a vazão e produção de sedimentos diariamente, por meio dos sensores instalados neste ponto. A maior vazão média mensal ocorreu em agosto de 2013 (147,74 m³ s⁻¹), com uma produção de sedimentos estimada de 43,45 t km⁻², foi durante este mês que ocorreram as maiores precipitações, no acumulado mensal, dentre os anos de 2012 e 2013 (305 mm). Os níveis de fósforo nos sedimentos em suspensão foram mais baixos que os encontrados nos pontos um, quatro e cinco, estes três outros pontos também localizados no canal principal da rede de drenagem na bacia hidrográfica. O nível médio de fósforo total nos sedimentos coletados pelos torpedos foi 32,51 % menor que o encontrado no ponto anterior de coleta, número um.

Os menores níveis de fósforo nos sedimentos em suspensão coletados neste ponto podem ser devido a sua diluição ou deposição destes sedimentos, quando encontram águas com velocidades menores, o que foi possível verificar na encosta do rio neste ponto. Benetti & Tucci (2001), em estudo realizado na Bacia Hidrográfica dos Rios Taquari-Antas, bacia da qual o Rio Guaporé faz parte, identificou as principais fontes de poluição; dentre elas estão os criatórios

de aves e suínos, a poluição urbana e as fontes difusas oriundas das áreas agrícolas, semelhante ao que foi encontrado na bacia do Rio Guaporé durante este estudo.

6.3 Análises das variações nas concentrações de Fósforo total, nos diferentes tipos de coleta, nos pontos situados no canal principal da bacia hidrográfica

No canal principal estão situados seis pontos de coleta (pontos 8, 6, 5, 4, 1 e 0 (exutório) vindos de montante a jusante. Essa rede de amostragem representa adições gradativas de diferentes fontes, o que não significa incrementos de concentrações pelo efeito de diluição e/ou transformação e perda dos elementos.

Os teores de P nas amostras coletadas via torpedo variaram conforme a figura 12. As concentrações de P se reduzem conforme a maior proximidade do ponto com o exutório da bacia hidrográfica de forma regular, com exceção do ponto oito, no qual os teores de P oscilaram, sendo altos em algumas coletas e baixos em outras, não seguindo um padrão semelhante ao que ocorreu nos demais pontos, onde variação foi uniforme. Este comportamento foi semelhante ao encontrado nas amostras coletadas via “galões de evento” (figura 13) e nas amostras de fundo (figura 14). Tal comportamento pode ser associado à influência do ponto oito com o meio urbano, mesmo que carga de poluentes advindas do meio urbano não seja tão alta como no ponto sete, existem alguns locais em que é possível encontrar descartes industriais e de esgotos, sendo lançados no meio hídrico.

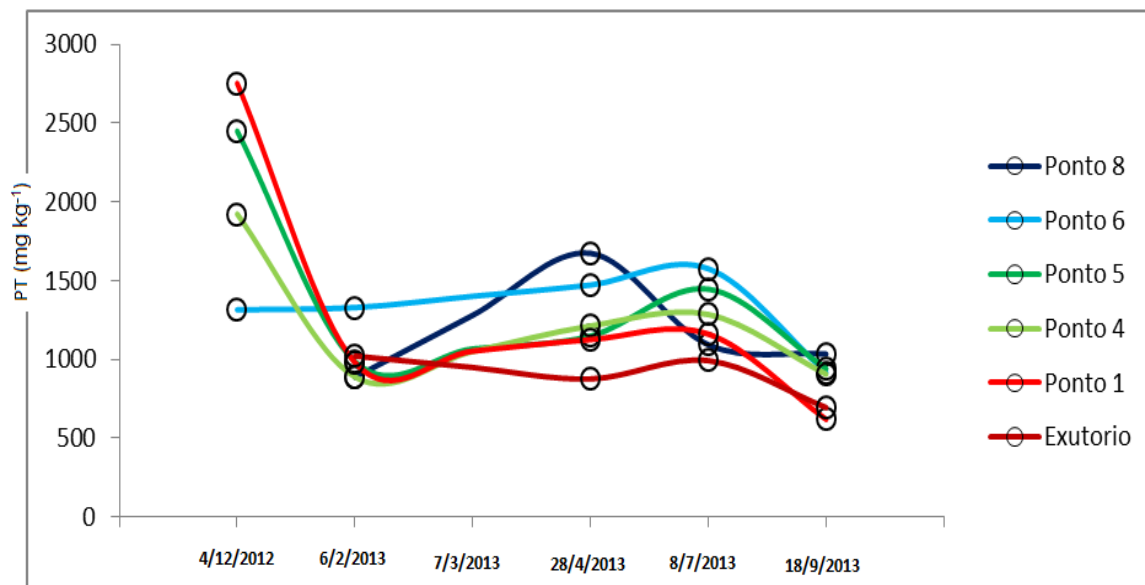


Figura 12. Variação nos níveis de fósforo (mg kg^{-1}) nos sedimentos em suspensão, coletados via torpedo, durante o período de estudo (2012-2013), nos pontos de coleta situados no canal principal da bacia hidrográfica; os períodos que não apresentam valores em determinadas coletas é devido a perda das amostras.

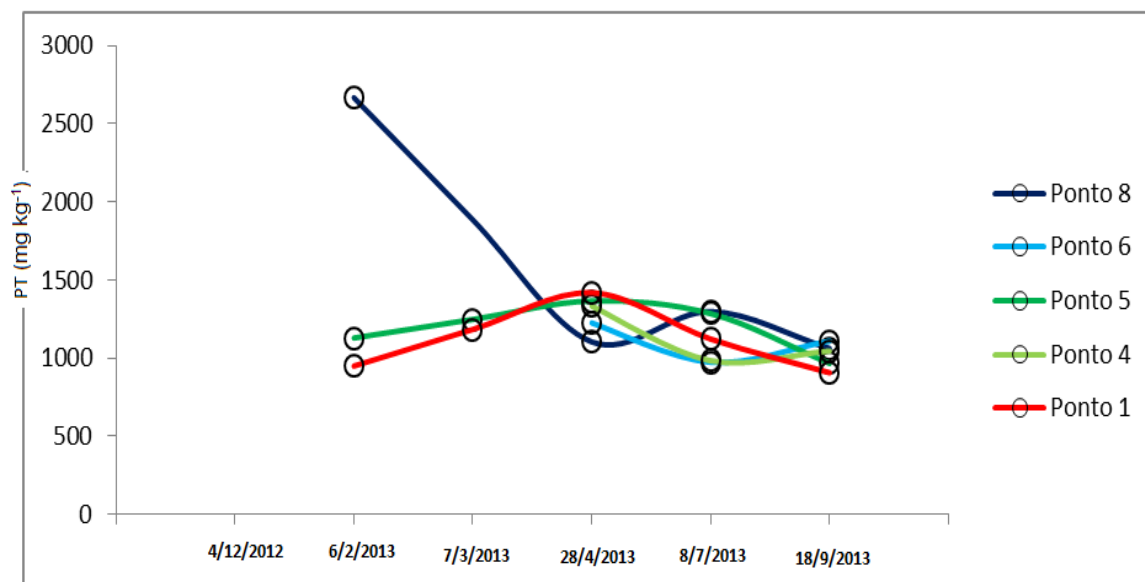


Figura 13. Variação nos níveis de fósforo (mg kg^{-1}) nos sedimentos em suspensão durante eventos pluviométricos, coletados via galões de evento, durante o período de estudo (2012-2013), nos pontos de coleta situados no canal

principal da bacia hidrográfica; os períodos que não apresentam valores em determinadas coletas é devido a perda das amostras.

As variações nas concentrações de P ao longo do canal, sendo elas menores conforme ocorre o aumento nas dimensões deste, podem ser possivelmente devido a um efeito de diluição nas concentrações de sedimentos, também devido a uma maior entrada de água no canal principal, conforme este se aproxima do exutorio. Tal comportamento é mais evidente nas amostras de torpedo e de fundo, figuras 12 e 14, respectivamente. Isto pode ser devido à estabilidade destas amostras, que representam um período mais longo de amostragem, ao contrario das amostras de evento em que os valores não diferem de forma tão expressiva, possivelmente por representar um período menor de coleta, somente durante os eventos pluviométricos.

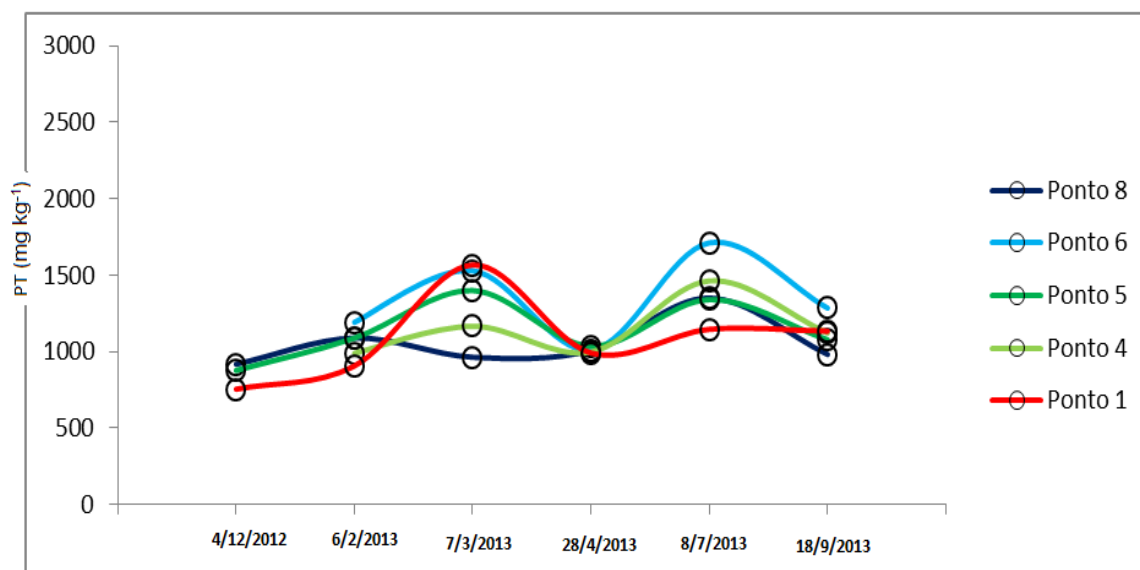


Figura 14. Variação nos níveis de fósforo (mg kg^{-1}) nos sedimentos depositados no leito do canal de drenagem da bacia hidrográfica, durante o período de estudo (2012-2013), nos pontos de coleta situados no canal principal da bacia hidrográfica; os períodos que não apresentam valores em determinadas coletas é devido a perda das amostras.

As concentrações de P total nas amostras de água demonstraram de forma mais clara as oscilações que ocorreram no ponto oito (figura 15), em que foi possível verificar os níveis mais altos dentre todos os pontos em determinados períodos, e também os mais baixos em outras coletas.

As amostras de água, mesmo sendo coletadas momentaneamente, apresentaram as variações encontradas nos outros métodos, em que é monitorado um período maior de tempo. Porém, as oscilações ocorreram de forma oposta ao comportamento que ocorreu nas amostras dos torpedos, principalmente. Em períodos que o ponto apresentou as maiores concentrações de P nos sedimentos coletados via torpedo, o P total nas amostras de água foi menor, e quando as concentrações foram menores nos sedimentos, elas foram elevadas nas amostras de água. Tal comportamento pode demonstrar a interação que ocorre entre os meios, nos quais pode haver passagem de P adsorvido aos sedimentos para a solução, ou a adsorção do P pelos sedimentos em determinados momentos.

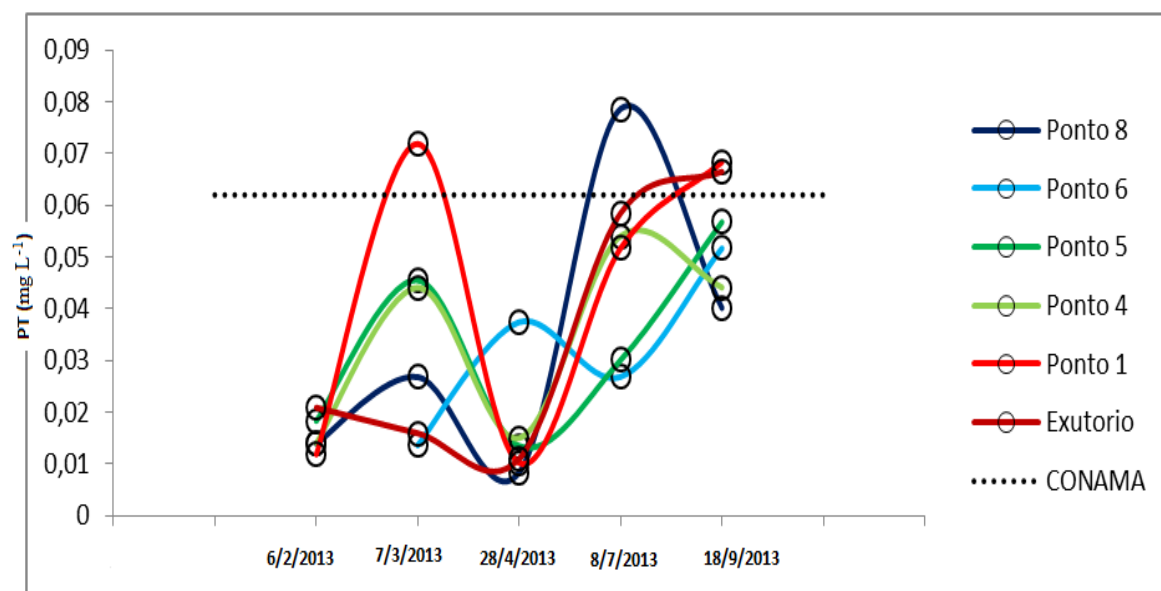


Figura 15. Variação nos níveis de fósforo (mg L^{-1}) nas amostras de água, obtidas nos momentos de coleta, durante o período de estudo (2012-2013), nos pontos de coleta situados no canal principal da bacia hidrográfica; os períodos

que não apresentam valores em determinadas coletas é devido a perda das amostras.

6.4 Análises das variações nas concentrações de Fósforo total, nos diferentes tipos de coleta, nos pontos situados em sub-bacias

As amostras obtidas via torpedos e dos sedimentos de fundo, dos pontos localizados nas sub-bacias expressam claramente as diferenças nos níveis de fósforo, que ocorrem com os pontos que sofrem influência urbana (ponto 7) e os diferentes usos do solo. O ponto 7 mostra o efeito preponderante da urbanização nas concentrações de P com um potencial poluidor maior dos recursos hídricos. O ponto 8 é sensivelmente menor que o ponto 7, mas mostra claramente que é maior que os pontos 2 e 3. O ponto 8 é caracterizado por produção de soja, basicamente, e os pontos 2 e 3 por agricultura diversificada (figuras 16 e 17).

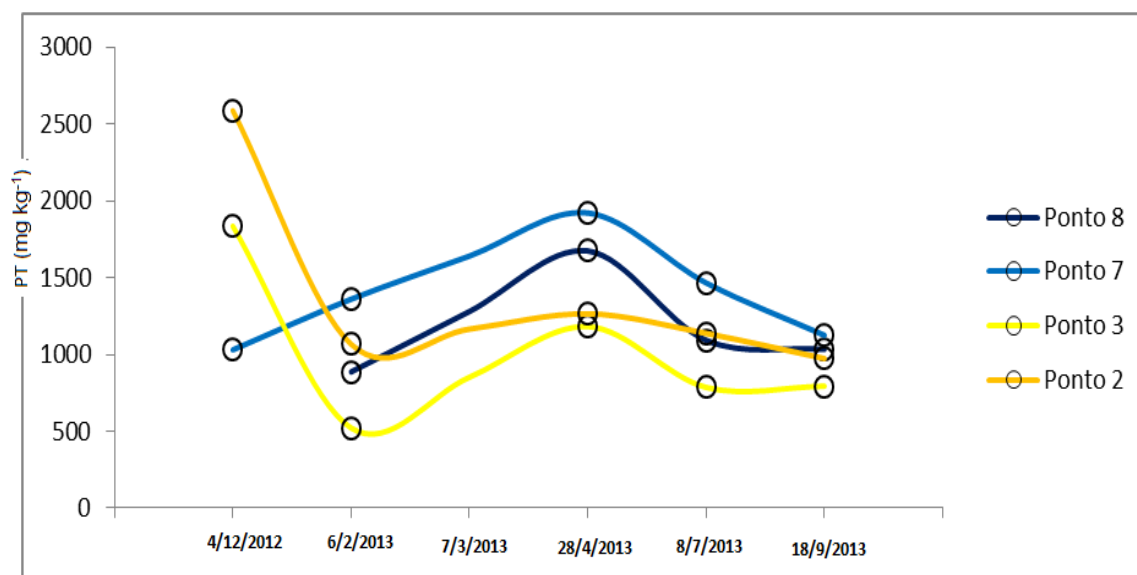


Figura 16. Variação nos níveis de fósforo (mg kg^{-1}) nos sedimentos em suspensão, coletados via torpedos, durante o período de estudo (2012-2013), nos pontos de coleta situados nas sub-bacias da bacia hidrográfica; os períodos que não apresentam valores em determinadas coletas é devido a perda das amostras.

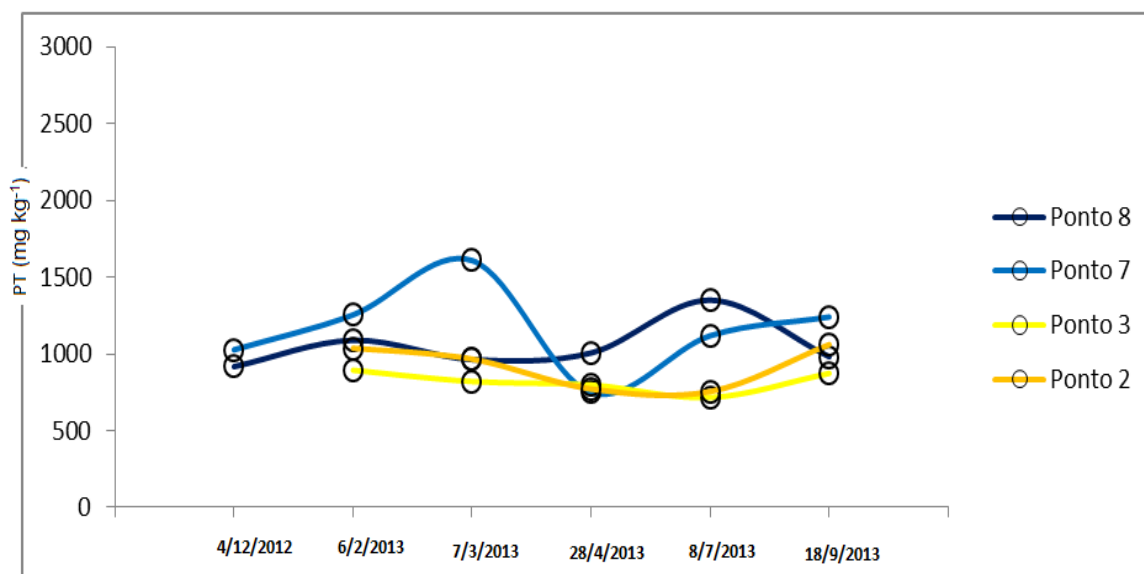


Figura 17. Variação nos níveis de fósforo (mg kg^{-1}) nos sedimentos depositados no leito do canal de drenagem da bacia hidrográfica, durante o período de estudo (2012-2013), nos pontos de coleta situados nas sub-bacias da bacia hidrográfica; os períodos que não apresentam valores em determinadas coletas é devido a perda das amostras.

As amostras de água apresentaram oscilações nos níveis de fósforo total em todas as coletas, representando os efeitos que períodos com maiores volumes pluviométricos podem causar nos níveis de fósforo total na água. Períodos com maior número de eventos tendem a gerar um maior transporte de sedimentos para o canal de drenagem, estes sedimentos, em grande volume, podem causar a adsorção do fósforo que estava em solução, reduzindo as concentrações de fósforo total na água. As oscilações nos níveis de P total, que ocorreram nas amostras de água das sub-bacias, se dão de forma oposta às oscilações nos níveis de P total encontrados nos sedimentos coletados via torpedos. Quando os níveis de P total tende a se elevar nos sedimentos, nas amostras de água eles tendem a se reduzir (Figura 18).

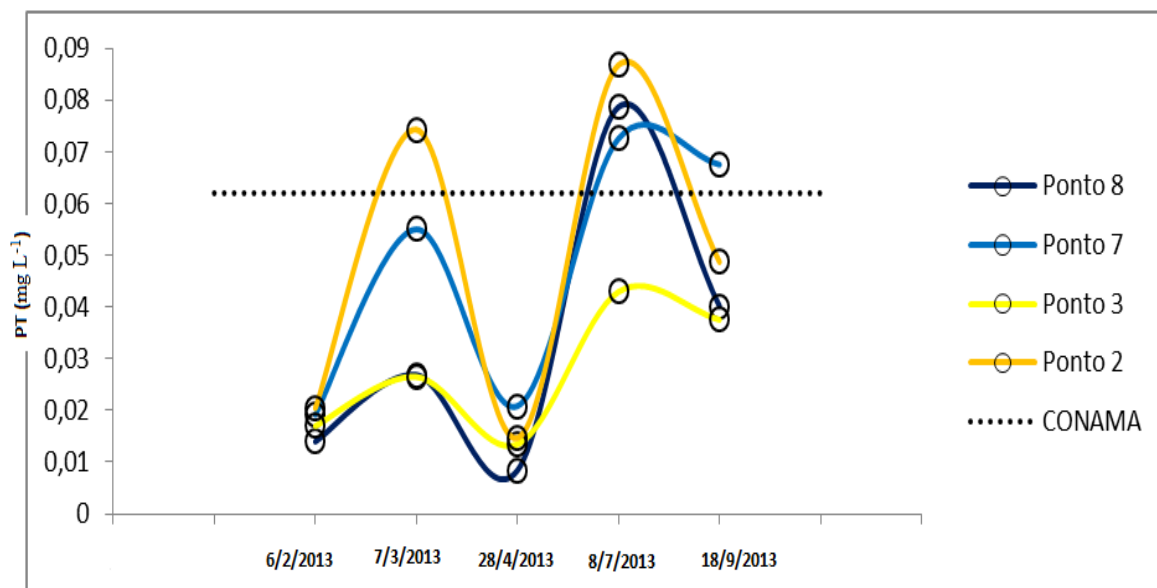


Figura 18. Variação nos níveis de fósforo (mg L^{-1}) nas amostras de água, obtidas nos momentos de coleta, durante o período de estudo (2012-2013), nos pontos de coleta situados nas sub-bacias da bacia hidrográfica; os períodos que não apresentam valores em determinadas coletas é devido a perda das amostras.

6.4 Análises das variações nas concentrações de Fósforo total, nos diferentes tipos de coleta, nos pontos situados em microbacias

Os resultados das concentrações de fósforo nas duas microbacias monitoradas, nove e dez, foram semelhantes, apresentando em todas as coletas níveis de fósforo muito próximos, tanto nas coletas realizadas via torpedo, como nos sedimentos de fundo e nos coletores de eventos (Figuras 19, 20 e 21 respectivamente).

Nas microbacias não foi possível verificar oscilações mais acentuadas, como verificado nas sub-bacias, e nos pontos situados no canal principal da bacia hidrográfica. Essa constância nos valores pode ser justificada pela própria dimensão dos canais de drenagem destas bacias, que são menores, com um fluxo de água baixo na maior parte do tempo, exceto durante os eventos. Os níveis foram menores no ponto dez, ponto este que serviu de controle, por ser tomado por vegetação nativa, com boa cobertura do solo.

Os níveis de fósforo nos três tipos de coleta, em alguns períodos, foram semelhantes aos níveis encontrados nos demais pontos, porém a maior diferença de comportamento se dá pela ausência de “picos” nas concentrações de fósforo nos sedimentos, essas concentrações não variaram grandemente entre os períodos monitorados.

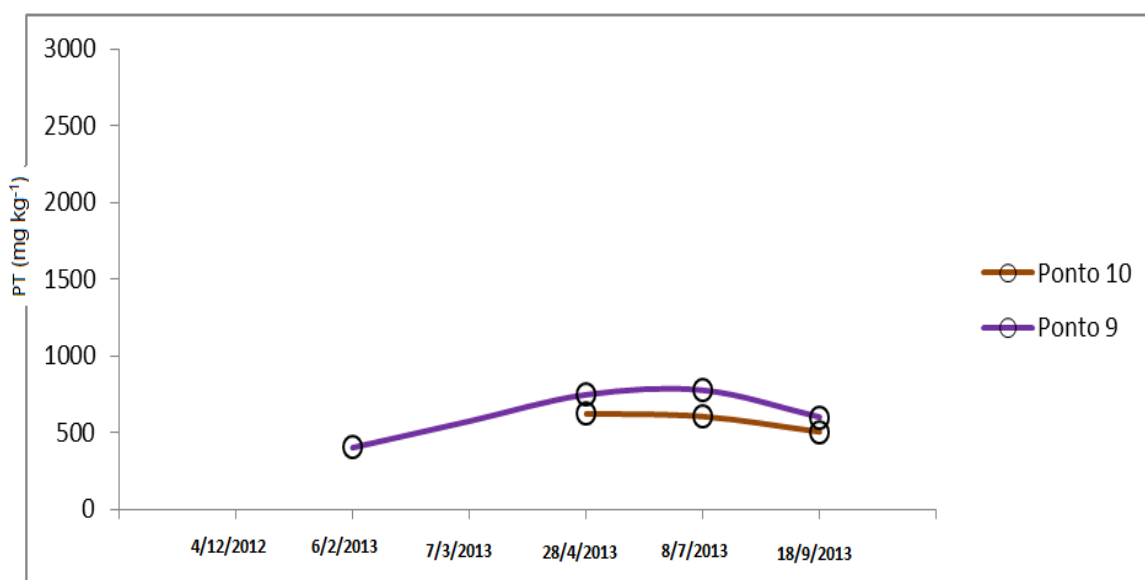


Figura 19. Variação nos níveis de fósforo (mg kg^{-1}) nos sedimentos em suspensão, coletados via torpedo, durante o período de estudo (2012-2013), nos pontos de coleta situados nas microbacias da bacia hidrográfica; os períodos que não apresentam valores em determinadas coletas é devido a perda das amostras.

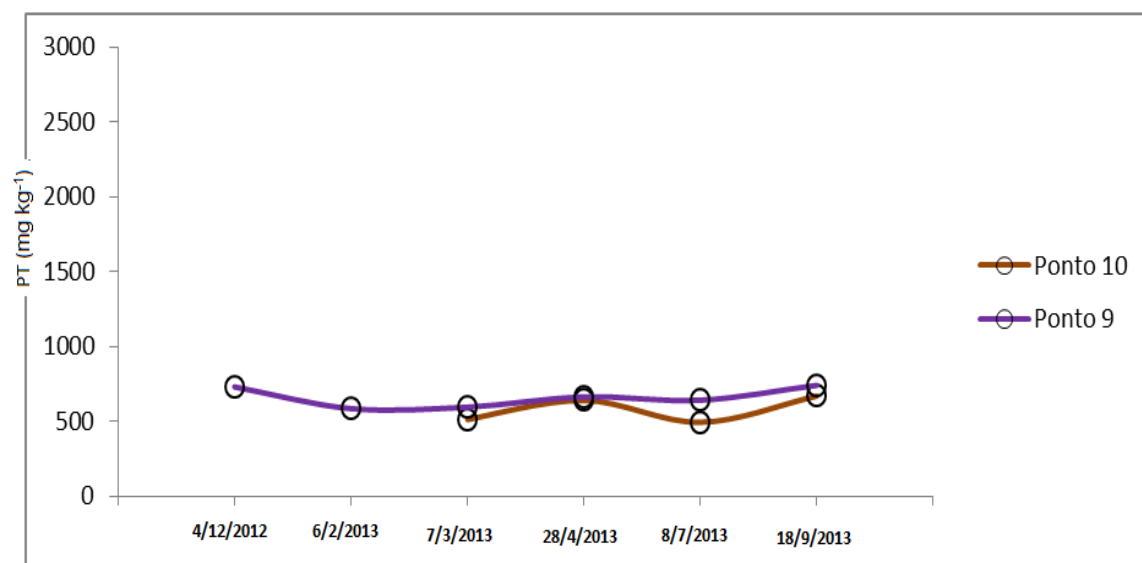


Figura 20. Variação nos níveis de fósforo (mg kg^{-1}) nos sedimentos depositados no leito do canal de drenagem da bacia hidrográfica, durante o período de estudo (2012-2013), nos pontos de coleta situados nas microbacias da bacia hidrográfica; os períodos que não apresentam valores em determinadas coletas é devido a perda das amostras.

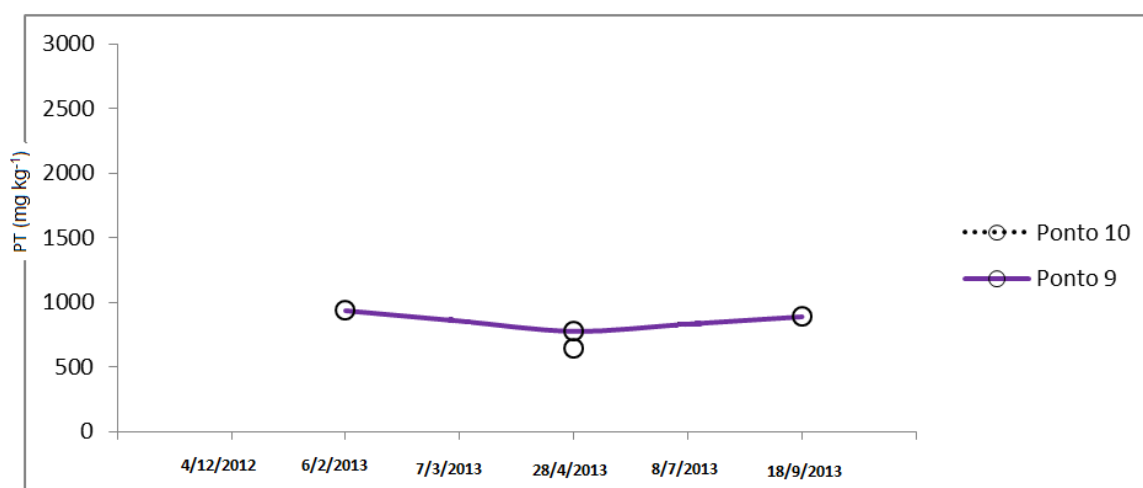


Figura 21. Variação nos níveis de fósforo (mg kg^{-1}) nos sedimentos em suspensão durante eventos pluviométricos, coletados via galões de evento, durante o período de estudo (2012-2013), nos pontos de coleta situados nas

microbacias da bacia hidrográfica; os períodos que não apresentam valores em determinadas coletas é devido a perda das amostras.

De forma oposta, os níveis de fósforo total nas amostras de água apresentaram grandes variações entres os períodos analisados. As tendências de elevação e redução nos teores de fósforo se deram de forma parecida nos dois pontos de coleta, nove e dez (figura 22), porém elas são menos acentuadas na microbacia dez, possivelmente pela cobertura vegetal constante e uniforme que esta área possui, conferindo-lhe uma proteção maior do solo, e assim reduzindo as saídas de fósforo destas áreas.

Os níveis de fósforo total na água foram influenciados pela distribuição das chuvas durante o período de coletas. Os níveis mais altos de fósforo total na água coincidiram com os períodos com maiores volumes de chuva registrados, e não tanto pela variação nos manejos das áreas. Porém a suscetibilidade das áreas em perder fósforo foi maior nas que passavam por um manejo mais intenso, e que apresentavam uma menor cobertura do solo, como na área de coleta número nove.

Em nenhuma das coletas os níveis de fósforo total nas amostras de água superou os níveis toleráveis determinados pela Resolução Conama 357 (BRASIL, 2005), que é de $0,062 \text{ mg.L}^{-1}$.

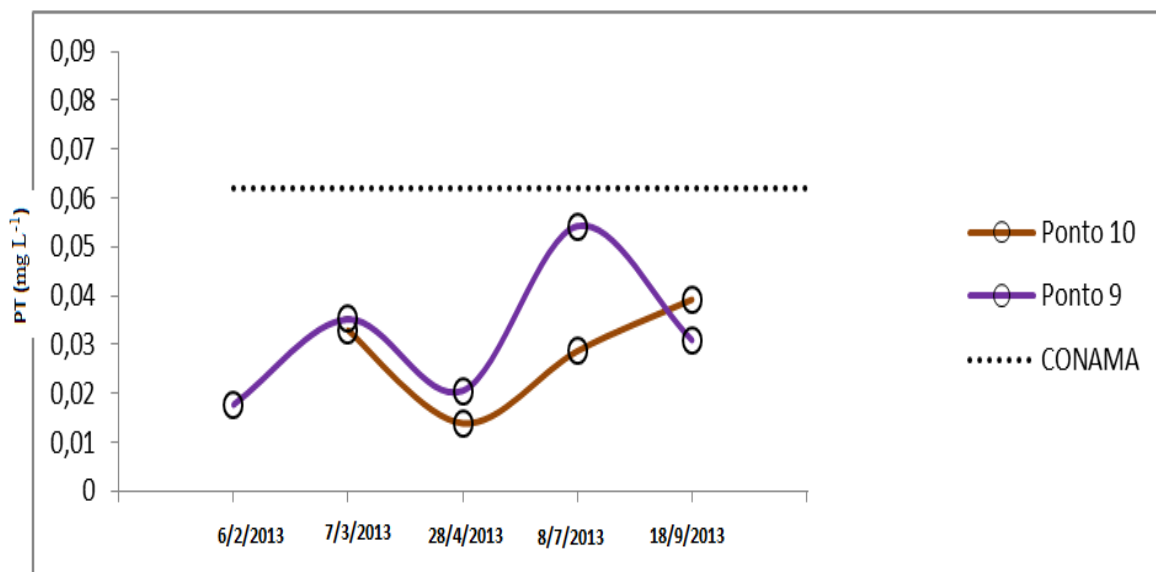


Figura. Variação nos níveis de fósforo (mg L^{-1}) nas amostras de água, obtidas nos momentos de coleta, durante o período de estudo (2012-2013), nos pontos de coleta situados nas microbacias da hidrográfica; os períodos que não apresentam valores em determinadas coletas é devido a perda das amostras.

7 CONCLUSÃO

1 – Diferença entre os compartimentos

Considerando os diferentes compartimentos de P (água, sedimentos em suspensão e leito) foi identificado que os sedimentos de fundo apresentaram maiores níveis de P durante os períodos de elevada precipitação, e durante os períodos em que as precipitações foram menores os maiores níveis de P foram encontrados nas amostras de sedimentos em suspensão. Na média dentre todos os períodos amostrados, os sedimentos em suspensão foram os que apresentaram os níveis mais elevados de P.

2 – Diferenças espaciais

Considerando a dinâmica no canal principal foi visto que há uma redução nos níveis de P de montante a jusante, em função da alteração nas características do canal de drenagem, e os aportes de água para o canal principal. Ocorrendo uma redução nos níveis de P conforme um maior volume de água é deslocado via canal principal.

Considerando as bacias de ordem semelhantes, mas com usos distintos foi visto que a bacia caracterizada por ter maior influência de um meio urbano apresenta os mais elevados níveis de P nos sedimentos transportados e depositados no leito do canal de drenagem.

Comparativamente com a bacia com forte influência urbana, nota-se que o uso caracterizado por sistema de plantio direto tem perdas de fósforo menores, porém próximas dos níveis encontrados no ponto sete e nas áreas manejadas com agricultura diversificada ocorre uma redução nos níveis de P encontrados nos sedimentos transportados até os canais de drenagem.

3 – Diferenças temporais

O efeito do regime de precipitação nas concentrações de P nos compartimentos foi presente. No inverno, com maiores precipitações, as concentrações foram maiores nos sedimentos de fundo, devido a um maior volume de sedimentos transportados até o canal de drenagem.

Nos meses mais secos com menores vazões, nota-se um aumento na concentração do P nos sedimentos em suspensão, tendo forte influência na eutrofização do rio Guaporé e do sistema fluvial Taquari-Antas. Nos meses mais úmidos foi constatado que a descarga de fósforo é elevada, indicando uma elevada perda de nutrientes e propagação desses fertilizantes para o lago Guaíba, que nos meses de estiagem podem ser fator importante de eutrofização e causador de problemas de abastecimento para a região da grande Porto Alegre.

4 – Impacto da agricultura

Os efeitos da agricultura ocorrem de forma direta e indireta. Nos locais onde se evidenciou um processo mais intensivo de produção e com menor uso de técnicas conservacionistas do solo são evidentes os maiores impactos deletérios para com o solo. Esta maior perturbação do solo nestes ambientes que sofrem um maior impacto resultam também em efeitos maléficos em locais distantes de onde eles ocorrem devido ao transporte de grandes volumes de sedimentos, que quando depositados e acumulados, podem causar a eutrofização do lado Guaíba, devido aos elementos químicos que por eles são transportados. Os ambientes identificados como mais problemáticos quanto a estas questões foram àqueles influenciados por uma zona urbana, e os com grandes volumes de fósforo aplicados ao solo, onde é praticada a agricultura sob o sistema de semeadura direta.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ARMSTRONG, S.; IQBAL, J.; OWENS, P.; SMITH, D. **Spatial variability of nutrients in soils following long-term poultry litter applications**. Site specific management newsletter, Purdue University, 2006.

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.

BENETTI, A. D.; TUCCI, C. E. M. Identificação Preliminar de Áreas Críticas de Qualidade da Água Decorrentes da Implantação de Hidrelétricas na Bacia dos Rios Taquari-Antas: **relatório parcial nº 1 e relatório final**. Porto Alegre: FEPAM, 2001.

BEVEN, B.; HEATHWAITE, L.; HAYGARTH, P.; WALLING, D.; BRAZIER, R.; WITHERS, P. **On the concept of delivery of sediment a nutrient to stream channels**. Hydrological Processes 19, p. 551-556. 2005.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005.

BRAZIER, R. E.; HEATHWAITE, A. L.; LIU, S. Scaling issues relating to phosphorus transfer from land to water in agricultural catchments. **Journal of Hydrology**. 304. p. 330-342. 2005.

BROOKES, P. C.; POWLSON, D. S. Preventing phosphorus losses during perchloric acid digestion of sodium bicarbonate soil extracts. **Journal of Science and Food Agriculture**. London, v. 32, p. 671-674. 1981.

CARR, G. M.; NEARY, J. P. **Water Quality for Ecosystem and Human Health**. 2nd Edition. United Nations Environment Programme Global Environment Monitoring System. 2008.

CARVALHO, N.O., FILIZOLA JÚNIOR, N.P., SANTOS, P.M.C., LIMA, J.E.F.W. **Guia de práticas sedimentométricas**. Brasília: ANEEL. 154p. 2000.

CHATTERJEE, R. **Environmental Science Technology**. 43 (1), pp 6–7, 2009.

CHOI, W. **Climate change, urbanisation and hydrological impacts**. Int. J. of Global Environ. Issues 4, p. 267-286. 2004.

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

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

EDWARDS, A. C., HEATHWAITE, A. L., DILS, R. M. **The environmental and economic impacts of diffuse pollution in the UK: nitrogen**. Diffuse Pollutions Impacts, CITWEM. Terence Dalton Publishers, UK. 61-71. 2001.

EPA (Environmental Protection Agency), Method 3015A, **Microwave Assisted Acid Digestion of Aqueous Samples and Extracts**. Washington, DC: EPA. 1999.

FLURY, M., MATHISON, J.B., HARSH, J.B. In situ mobilization of colloids and transport of cesium in Hanford sediments. **Environmental Science Technology**; 36, 5335-5341. 2002.

FOSTER, G.R. Modeling the erosion process. In: **BASSELMAN, J.A. Hydrological modeling of small watersheds**. St. Joseph, American Society of Agricultural Engineering, 1982. p.297-300.

GATIBONI, L. C. **Disponibilidade de formas de fósforo do solo às plantas**. Santa Maria, 2003. 231f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2003.

GBUREK, W. J.; SHARPLEY, A. N. Hydrologic controls on phosphorus loss from upland agricultural watersheds. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.27, p.267-277, 1998.

HAYGARTH, P.M.; CONDRON, L.M.; HEATHWAITE, A.L.; TURNER, B.L.; HARRIS, G.P. The phosphorus transfer continuum; linking source to impact with an interdisciplinary and multi-scaled approach. **Science Total Environmental**. 344, 5-14. 2005.

HEATHWAITE, L. **Empirical phosphorus export models**. In: Kronvang, B. (ed.). Diffuse phosphorus losses at catchment scale. COST Action 832, Alterra, Wageningen. 35-40. 2002.

HECKRATH, G.; BROOKES, P. C.; POULTON, P. R.; GOULDING, K.W.T. Phosphorus leaching from soils containing different phosphorus concentrations in the Broadbalk Experiment. **Journal of Environmental Quality**. 245, 904-910. 1995.

HOODA, P.S.; EDWARDS, A.C.; ANDERSON, H.A. & MILLER, A. A review of water quality concerns in livestock farming areas. **Science Total Environment**, 143-147, 2000.

IBGE: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo agrícola**, 2006. Disponível em <<http://www.ibge.gov.br/home/>>. Acesso em 05 jan. 2014.

IGNAZI, J.C. **Improving nitrogen management in irrigated, intensely cultivated areas**: The approach in France in: Prevention of Water Pollution by Agriculture and Related Activities. Water Report 1. FAO, Rome: p. 247–261. 1993.

ISHERWOOD, K. F. **Fertilizer use and the environment**. Paris: IFA, 2000. 51p.

JARVIE, H.P. Sewage effluent phosphorus: a greater risk to river eutrophication than agricultural phosphorus? **Science Total Environment** 360, 246-253. 2006.

JONGE, L.W., KJAERGAARD, C., MOLDRUP, P. **Colloids and colloid-facilitated contaminants in soils: an Introduction**. Vadoze Zone J. 3, p. 421-425. 2004a.

JONGE, LW.; MOLDRUP, P.; RUBAEK, G.H.; SCHELDE, K.; DJURHUUS, J. **Particle Leaching and particle-facilitated transport of phosphorus at field scale**. Vadoze Zone J. 3, p. 462-470. 2004b.

KJAERGAARD, C.; DE JONGE, L.W.; MOLDRUP, P.; SCHJONNING, P. **Water dispersible colloids**: Effects of measurement method, clay content, initial matric potential and wetting rate. *Vadose Zone J.* 3, 403-412. 2004.

KNOWLTON, K. F.; RADCLIFFE, J. S.; NOVAK, C. L.; EMMERSON D. A. Animal management to reduce phosphorus losses to the environment. *Journal of Animal Science*. Champaign, v.82, n^o13, p.173-195, 2004.

KOSKI-VÄHÄLÄ, J.; HARTIKAINEN, H. Assessment of the risk of phosphorus loading due to resuspended sediment. *Journal of Environmental Quality*, Madison, v.30, p.960-966, 2001.

LAWRENCE, R. The riparian ecosystem management model: Simulator for ecological processes in riparian zones. In: **FEDERAL INTERAGENCY HYDROLOGIC MODELING CONFERENCE**, 1., Las Vegas, 1998. Proceedings. Las Vegas, 1998. 30p.

LEITE, P. F.; KLEIN, R.M. 1990. Vegetação. In **Geografia do Brasil: Região Sul**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro, v. 2, p.113-150.

LEMUNYON, J. L.; GILBERT, R. G. The concept and need for a phosphorus assessment tool. *Journal of Production Agriculture*. Madison, v.4, n.6, p.483–486, 1993.

LOMBARDI NETO, F., MOLDENHAUSER, W. C. **Erosividade da chuva: sua distribuição e relação com as perdas de solo em Campinas (SP)**. Bragantia, v.51, 189-96, 1992.

MAIZONAVE, C. R. M., MORANDI, I. C., SOARES, P. R. & JUNQUEIRA, I. C. **Reservatório da Lombado Sabão: Qualidade da água e problemas operacionais no tratamento**. *Ecos Pesquisa*, N^o 3, 25p. 2000.

McDOWELL, L. L.; MCGREGOR, K. C. **Plant nutrient losses in runoff from conservation tillage corn**. *Soil and Tillage Research*, Amsterdam, v.4, n.1, p.79-91, 1984.

McDOWELL, R. W.; SHARPLEY, A. N.; CONDRN, L.M. et al. **Processes controlling soil phosphorus release to runoff and implications for agricultural management**. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, v.59, p.269-284, 2001.

MINELLA, J. P. G.; MERTEN, G. H.; REICHERT, J. M.; CASSOL, E. A. **Processos e modelagem da erosão: parcela à bacia hidrográfica**. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. Cap. 4, Erosão em bacias. p.105-122. 2010.

MORGAN, R. P. C. **Soil erosion & conservation**. Longman: Blackwell, 2005.

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.

MURPHY, J.; RILEY, J. P. **A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters**. Analytica Chimica Acta, Oxford, v. 27, p. 31-36, 1962.

NEIFF, JUAN JOSE. **Ideas para la interpretacion ecológica del rio Paraná**. Interciencia, v.15, p.424-441. 1990.

OMERNIK, J. M. **Nonpoint source stream nutrient level relationships: a nationwide survey**. US EPA, Washington, v.3, p.3-77, 1977.

Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação – FAO, **Escassez e degradação dos solos e da água ameaçam segurança alimentar**. Disponível em: <<https://www.fao.org.br/edsaasa.asp>> Acesso em 29 out 2012.

PARSON, A. J.; BRAZIER, R. E.; WAINWRIGHT, J.; POWELL, D. M. **Scale relationships in hillslope runoff and erosion**. Earth Surface Process and Landforms 31, p. 1384-1393; 2006.

PELLEGRINI, J. B. R., **Fósforo na água e no sedimento na microbacia hidrográfica do Arroio do Lino – Agudo – RS**. Santa Maria, 2005. 98f. Dissertação (Mestre em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2005.

PELLEGRINI, J. B. R., DO SANTOS, D. R., GONÇALVES, C. S., COPETTI, A. C. C., BORTOLUZZI, E. C. Adsorção de fósforo em sedimentos e sua relação com a ação antrópica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, número especial 32:2639-2646, 2008.

QUINTON, J. N.; CATT, J. A. & HESS, T. M. The selective removal of phosphorus from soil: Is event size important? **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.30, p.538-545, 2001.

RAST, W., LEE, G. F. Nutrient loading estimates for lakes. **Journal of Environmental Engineering**, v.109, p. 502-578, 1983.

RESENDE, A. V. **Agricultura e qualidade da água: Contaminação da água por nitrato**. Planaltina: Embrapa Cerrados; n. 57, p. 28. 2002.

REYNOLDS, C. S. DAVIES, P. S. Sources and bioavailability of phosphorus fractions in freshwaters: a british perspective. **Biology Review**, v.76, p.27-64, 2001.

RODRIGUES, R. R., LEITÃO-FILHO, H. de F. **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP, 235-247. 2004.

RUBAEK, G. H.; GUGGENBERGER, G.; ZECH, W.; CHRISTENSEN, B.T. **Organic phosphorus in soil size separates characterised by phosphorus-31 nuclear magnetic resonance and resin extraction**. Soil Science Society. Am. J. 63, 1123-1132. 1999.

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.

SCHRODER, J. J., SMIT, A. L., CORDELL, D., ROSEMARIN, A. (2011). **Improved phosphorus use efficiency in agriculture: A key requirement for its sustainable use**. Chemosphere 84: 822-831.

SCHWARZBOLD, A. O que é um rio? **Ciência & Ambiente**, Santa Maria, v.2, n.21, 57-68, 2000.

SHARPLEY, A. N.; et al. The transport of bioavailable phosphorus in agricultural runoff. **Journal of Environmental Quality**. Madison, v.21, p.30-35, 1992.

SMITH, D. R.; OWENS, P. R.; LEYTEM, A.B.; WARNEMUENDE, E. A. **Nutrient losses from manure and fertilizer applications as impacted by time to first runoff event.** *Environmental Pollution*, 147:131-137, 2007.

STAMM, C.; FLUHLER, H.; GACHTER, R.; LEUENBERGER, J.; WUNDERLI, H. Preferential transport of phosphorus in drained grassland soils. **Journal of Environmental Quality**. 27, 515-522. 1998.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A. et al. **Análise de solo, plantas e outros materiais.** Porto Alegre: UFRGS/FA/DS, 174. 1995.

TURNER, B. L.; HAYGARTH, P. M. **Phosphorus solubilization in rewetted soils.** *Nature* 411, 258. 2001.

TURNER, B. L.; DRIESSEN, J. P.; HAYGARTH, P. M.; McKELVIE, I.D. **Potential contribution of lysed bacterial cells to phosphorus solubilisation in two rewetted Australian pasture soils.** *Soil Biol. & Biochem.* 35, 187-189. 2003.

ULEN, B. **Concentration and transport of different forms of phosphorus during snowmelt runoff from an illite clay soil.** *Hydrol. Proc.* 17, p. 747-758. 2003.

UMEZAWA, P.K. **Previsão de Deplúvio (washload) em Rios de Áreas Elevadas.** Dissertação (Mestrado em Hidrologia Aplicada). Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 217 p. 1979.

United Nations Environment Programme (UNEP). **The State of Marine and Coastal Environment in the Mediterranean Region.** MAP Technical Series No. 100, UNEP, Athens. 1996.

United Nations World Water Assessment Programme (UN WWAP). United Nations World Water Assessment Programme. **The World Water Development Report 3: Water in a Changing World.** UNESCO: Paris, France. 2009.

United Nations (UN). **The World at Six Billion. Population Division Department of Economic and Social Affairs.** 1999. Disponível em:

<<http://www.un.org/esa/population/publications/sixbillion/sixbillion.htm>> Acesso em julho de 2013.

United Nations Children's Fund and World Health Organization Joint Monitoring Programme for Water Supply and Sanitation (UNICEF and WHO). **Progress on Drinking Water and Sanitation: Special Focus on Sanitation**. Geneva, 2008.

VIGHI, M.; CHIAUDANI, G. **Eutrophication in Europe: the role of agricultural activities**. Hodgson, E. (ed.). Reviews in environmental toxicology 3. Amsterdam: Elsevier, p.213-258, 1987.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. DESA, UFMG. 1996.

WALKLEY, A.; BLACK, I. A. 1934. **An examination of Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method**. Soil Sci. 37:29-37.

WALLING, D.E. **Linking land use, erosion and sediment yields in river basins**, *Hydrobiologia*, v. 410, p. 223-240, 1999.

WILCOX, B. P., NEWMAN, B. D., BRANDES, D., DAVENPORT, D. W., REID, D. W. **Runoff from a semiarid ponderosa pine hillslope in New Mexico**. Water resources research 33. 2301-2314. 1997.

WITHERS, P.J.A., LORD, E.I. Agricultural nutrient inputs to rivers and groundwaters in the UK: policy, environmental management and research needs. **Science Total Environment**. 282, 9-24. 2002.

WORTMANN, C. S.; WALTERS. D.T. Phosphorus runoff during four years following composted manure application. **Journal Environmental Quality**. 35:651-657, 2006.

ZALEWSKI, M., JAUER, G.A., JOLANKAI, G. Ecohydrology. **A new paradigm for the sustainable use of aquatic resources. Conceptual background, working hypothesis, rationale and scientific guidelines for the implementation of the IHP-V Projects**. International Hydrological Programme UNESCO Paris. 1997.

ZHANG, R., WU, F., LIU, C., FU, P., LI, W., WANG, L., LIAO, H., GUO, J. **Characteristics of organic phosphorus fractions in different trophic sediments of lakes from the middle and lower reaches of Yangtze River region and Southwestern Plateau, China.** *Environ. Pollut.* 152:366–372. 2008.