

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

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO**

**DINÂMICA DO FÓSFORO DE SEDIMENTOS DE UMA  
PEQUENA BACIA HIDROGRÁFICA DE CABECEIRA**

**Ricardo Bergamo Schenato**

**Santa Maria, RS, Brasil**

**2009**

**DINÂMICA DO FÓSFORO DE SEDIMENTOS DE UMA PEQUENA BACIA  
HIDROGRÁFICA DE CABECEIRA**

**por**

**Ricardo Bergamo Schenato**

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

**Orientador: Prof. Danilo Rheinheimer dos Santos**

Santa Maria, RS, Brasil

2009

S324d Schenato, Ricardo Bergamo, 1984-

Dinâmica do fósforo de sedimentos de uma pequena bacia hidrográfica de cabeceira / por Ricardo Bergamo Schenato ; orientador Danilo Rheinheimer dos Santos, co-orientador Maria Alice Santanna dos Santos. - Santa Maria, 2009.  
105 f. ; il.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, RS, 2009.

1. Ciência do solo 2. Eutrofização 3. Sedimentação 4. Dinâmica de fósforo 5. Fracionamento de fósforo 6. Redox I. Santos, Danilo Rheinheimer dos, orient. II. Santos, Maria Alice Santanna dos, co-orient. III. Título

CDU: 631.417

Ficha catalográfica elaborada por  
Luiz Marchiotti Fernandes – CRB 10/1160  
Biblioteca Setorial do Centro de Ciências Rurais/UFSM

---

© 2009

Todos os direitos autorais reservados a Ricardo Bergamo Schenato. A reprodução de partes ou do todo deste trabalho só poderá ser feita com autorização por escrito do autor.

Endereço: Rua Santa Cecília, n. 1864, Bairro Rio Branco, Porto Alegre, RS, 93470-030

Fone (0xx) 55 99723572; End. Eletr: ribschenato@gmail.com

**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

**DINÂMICA DO FÓSFORO DE SEDIMENTOS DE UMA PEQUENA  
BACIA HIDROGRÁFICA DE CABECEIRA**

Elaborada por

**Ricardo Bergamo Schenato**

Como requisito parcial para obtenção do grau de

**Mestre em Ciência do Solo**

**COMISSÃO EXAMINADORA:**

**Danilo Rheinheimer dos Santos, Dr.**

(Presidente/Orientador)

**Maria Alice Santanna dos Santos, Dr<sup>a</sup> (UFSM)**

(Co-orientadora)

**Luciano Colpo Gatiboni, Dr. (UDESC)**

Santa Maria, 26 de fevereiro de 2009.

## **DEDICATÓRIA**

**Ao vô Militão, à vó Deja, ao pai Wilson, à mãe Jaci, ao tio Jairo, à tia Ieda, aos irmãos Ise e Beto e aos primos Mayara e Didi. Minha família de Barracão;**

**À Ana, à Noeci e ao seu Nei, minha família de Santa Maria;**

dedico meu trabalho.

## **AGRADECIMENTOS**

À Espiritualidade Maior pela força constante, sem a qual essa jornada não seria possível, e por mais essa oportunidade de evolução.

À Ana Paula Moreira Rovedder, pelo amor e lealdade, pelas lições de vida, e pelo auxílio nas análises dos resultados e pelas infundáveis discussões que colaboraram para o resultado final deste trabalho.

Aos meus avós, Militão e Dejamira,

Aos meus pais, Vilson e Jaci,

Aos meus tios, Jairo e Ieda,

Aos meus irmãos, Denise e Roberto,

Aos meus primos, Mayara e Daniel,

Pelo amor, pelos exemplos de honra, dignidade, cidadania e de amor à terra.

Ao professor Danilo Rheinheimer dos Santos, orientador, pela acolhida, pela oportunidade de crescimento e pelas lições constantes nas conversas e nos exemplos dentro e fora da sala de aula.

Ao professor José Miguel Reichert e sua equipe de pesquisa pelo engajamento nos trabalhos de monitoramento ambiental e na busca de alternativas sustentáveis aos agricultores familiares da microbacia em estudo.

À professora Maria Alice Santanna dos Santos e ao professor Leandro Souza da Silva, co-orientadores pelos ensinamentos e convivência.

Ao professor João Kaminski por compartilhar sua sabedoria nas excelentes conversas.

A todos os professores do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo pela contribuição na minha formação.

Aos colegas de Pós-Graduação em Ciência do Solo pela amizade e convívio. Em especial ao Alcione Miotto, ao Fábio Kochem Mallmann e ao Paulo Ivonir Gubiani pela parceria nos estudos.

Ao Jaderson dos Anjos Toledo e ao Tales Tiecher, pelo companheirismo e pela seriedade dispensada nos trabalhos de campo e de laboratório.

Aos bolsistas de iniciação científica e voluntários do Setor de Fertilidade e Química do Solo que colaboraram para que este trabalho pudesse ser realizado.

Ao funcionário Alex Giuliani pela amizade, apoio e auxílio nos trabalhos de campo.

Ao João Batista Rossetto Pellegrini, pelo auxílio nos trabalhos de campo e pelas valiosas dicas que possibilitaram o melhor andamento do trabalho.

Ao Alexandre Troian, pelo auxílio nos trabalho e pela amizade.

À Universidade Federal de Santa Maria e ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo pela oportunidade de crescimento profissional e pessoal.

Ao MCT/CNPq/CT-HIDRO, através do Edital nº 040/2006, pela concessão de Bolsa de Mestrado.

Ao CNPq através do Edital Universal pelo financiamento dos estudos.

Aos trabalhadores, que com sua labuta diária constroem a grandeza do Brasil.

## **RESUMO**

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

### **DINÂMICA DO FÓSFORO DE SEDIMENTOS DE UMA PEQUENA BACIA HIDROGRÁFICA DE CABECEIRA**

AUTOR: RICARDO BERGAMO SCHENATO

ORIENTADOR: DANILO RHEINHEIMER DOS SANTOS

LOCAL E DATA DA DEFESA: SANTA MARIA, 26 DE FEVEREIRO DE 2009

A pressão sobre os recursos naturais vem mostrando-se mais intensa nas últimas décadas, gerando degradação do ar, do solo e da água em todo o mundo. Dentre as substâncias relacionadas aos impactos ambientais aquelas contendo fosfatos são de grande importância, sendo originário de descargas industriais, domésticas, e agrícola. Esta última contribui principalmente através da aplicação excessiva de fertilizantes fosfatados e resíduos enriquecidos. O uso do solo fora da sua capacidade gera grande quantidade de sedimentos que vão para rios, lagos e mares. Quando esse sedimento carrega consigo alto teor de fósforo, pode desencadear o processo de eutrofização, que se caracteriza pelo aumento de nutrientes no sistema aquático, levando a diminuição na quantidade de oxigênio na água, o que causa a morte de várias espécies. Dessa forma, o presente trabalho foi dividido em dois estudos que objetivaram determinar a relação da dinâmica do fósforo dos sedimentos no processo de contaminação hidrográfica em função do manejo do solo e da cobertura vegetal da pequena bacia hidrográfica rural no município de Agudo – RS. Foram coletadas amostras em três épocas com diferentes usos predominantes do solo. A concentração de sedimento foi obtida por secagem a 105°C. A dessorção de fósforo foi realizada através da extração com resina trocadora de ânions em recipientes especiais que permitiram controlar as condições redox. Também, foi realizado o fracionamento químico do fósforo do sedimento oriundo de diferentes locais da pequena bacia. A concentração de sedimento em suspensão nos cursos de água está relacionada com as características da chuva e com o uso do solo, e a submissão dos sedimentos em ambiente pobre em oxigênio favoreceu a dessorção do fósforo. Os teores de fósforo particulado biodisponível e de fósforo particulado potencialmente biodisponível dessorvidos de sedimentos são incrementados pela ação antrópica. O fracionamento químico do fósforo é um bom indicador da ação humana sobre os mananciais aquáticos, sendo possível discriminar a origem dos sedimentos das sub-bacias com diferentes graus de antropização.

Palavras-chave: eutrofização; dinâmica de fósforo; sedimento; redox; fracionamento de fósforo.



## **ABSTRACT**

Master Dissertation  
Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo  
Universidade Federal de Santa Maria

### **PHOSPHORUS DINAMICS OF SEDIMENTS FROM A SMALL WATERSHED**

**AUTHOR: RICARDO BERGAMO SCHENATO**

**ADVISOR: DANILO RHEINHEIMER DOS SANTOS**

**PLACE AND DATE OF DEFENSE: SANTA MARIA, 26 DE FEVEREIRO DE 2009**

The pressure on the natural resources has been shown more intense in the last decades, increasing degradation of air, soil and water around the world. Among the substances related to the environmental impacts that containing phosphate is one of great importance, being original from industrial discharges, domestic uses, and agricultural. The last one contributes mainly through the excessive application of phosphate fertilizers. The soil use out of its capacity generates great amount of sediments that goes to rivers, lakes and seas. When that sediment carries with it great content of phosphorus, it can unchain the eutrophication process, that is characterized by the increase of nutrients in the aquatic system, leading to the decrease in the amount of dissolved oxygen in the water, what causes the death of several species. The present work was divided in two studies that aimed to determine the relationship of phosphorus from sediments dynamics in the process of water contamination in function of soil management and vegetable cover in a small watershed at city of Agudo – Rio Grande do Sul State, Brazil. Were collected samples in three periods with different predominant soil uses. The sediment concentration was obtained by drying at 105°C. The phosphorus desorption was made by extraction with anion exchange resin on special recipients that allow control the redox conditions. Also, was realized the chemical fractionation of phosphorus from different sites of watershed. The concentration of suspended sediments on water courses is related with characteristics of rain and soil use, and the submission of the sediments to oxygen poor atmosphere favored the phosphorus desorption. The bioavailable phosphorus and potential bioavailable phosphorus desorbed from sediments were incremented by anthropic action. The phosphorus chemical fractionation is a good index of human action on aquatic source, being possible to determine the sediments origin from sub-basins under different anthropization degrees.

Key words: eutrophication; phosphorus dynamics; sediment; redox; phosphorus fractionation.

## LISTA DE FIGURAS

FIGURA 5.1 – Localização dos pontos de coleta de amostra no exudório principal e nos braços esquerdo e direito da PBHR do Arroio Lino, Agudo – RS.....	37
FIGURA 5.2 – Vista lateral e superior do reator redox com indicação das suas partes principais.....	42
FIGURA 5.3 – Diagrama Eh-pH para o sistema Fe-O-H e localização das faixas de trabalho. 1 = faixa de ambiente oxidado; 2 = faixa de ambiente reduzido. Atividade de Fe dissolvido = $10^{-6}$ .....	44
FIGURA 5.4 – Diagrama de ordenação produzido por Análise de Componentes Principais para relação entre épocas de cultivo e concentração de sedimentos e fósforo total.....	48
FIGURA 5.5 – Diagrama de ordenação produzido por Análise de Componentes Principais para relação entre o fósforo particulado biodisponível e fósforo particulado potencialmente biodisponível com as épocas de amostragens dos sedimentos.....	54
FIGURA 5.6 – Diagrama de ordenação produzido por Análise de Componentes Principais para relação entre fósforo particulado biodisponível (Ppb) e fósforo particulado potencialmente biodisponível (Pppb) e as sub-bacias.....	59
FIGURA 5.7 – Diagrama de ordenação produzido por Análise de Componentes Principais para relação entre fósforo particulado biodisponível (Ppb) e fósforo particulado potencialmente biodisponível (Pppb) e as sub-bacias.....	63
FIGURA 6.1 – Caracterização hidrossedimentológica do evento pluviométrico ocorrido durante o período de pós-colheita.....	76
FIGURA 6.2 – Caracterização hidrossedimentológica do evento pluviométrico ocorrido durante o período de transplante - aterramento.....	79
FIGURA 6.3 – Caracterização hidrossedimentológica do evento pluviométrico ocorrido durante o período de pousio hiberna.....	79

## LISTA DE TABELAS

TABELA 5.1 – Variáveis pluviométricas, concentração de sedimento na água e de fósforo total no sedimento do exudório principal do Arroio Lino em três eventos pluviométricos durante três fases de vazão do arroio.....	46
TABELA 5.2 – Dessorção de fósforo de sedimentos em ambiente oxidado, coletados na calha do exudório principal do Arroio Lino em três eventos pluviométricos durante três fases de vazão do arroio.....	49
TABELA 5.3 – Correlação simples de Pearson entre as formas de fósforo (Ppb = particulado biodisponível; Pppb = particulado potencialmente biodisponível; Pt = total), a concentração de sedimento (CS), a granulometria (silte+argila), o teor de ferro ( $Fe_d$ ) e a taxa de dessorção constante ( $\lambda$ ) dos sedimentos.....	50
TABELA 5.4 – Concentração de sedimento na água e de fósforo total nos sedimentos coletados nas sub-bacias do Arroio Lino em dois eventos pluviométricos.....	55
TABELA 5.5 – Dessorção de fósforo de sedimentos em ambiente oxidado, coletados nas sub-bacias do Arroio Lino em três eventos pluviométricos.....	61
TABELA 5.6 – Dessorção de fósforo de sedimentos coletados na calha em função da condição de oxi-redução do meio.....	64
TABELA 5.7 – Dessorção de fósforo de sedimentos coletados nas sub-bacias em função da condição de oxi-redução do meio.....	68
TABELA 6.1 – Concentração de ferro, manganês e alumínio extraídos por ditionito e oxalato do sedimento coletado nas fases da enxurrada. $Fe_d$ – ferro ditionito-citrato-bicarbonato; $Fe_o$ – ferro oxalato; $Mn_d$ – manganês ditionito-citrato-bicarbonato; $Mn_o$ – manganês oxalato; $Al_d$ – alumínio ditionito-citrato-bicarbonato; $Al_o$ – alumínio oxalato	80
TABELA 6.2 – Concentração de ferro, manganês e alumínio extraídos por ditionito e oxalato do sedimento coletado nas fases da enxurrada e nas sub-bacias com diferentes usos na pequena bacia hidrográfica rural do Arroio Lino, Agudo, RS.....	81
TABELA 6.3 – Frações de fósforo ligadas ao sedimento coletado nas fases ascendente, de vazão máxima e descendente da lâmina de água na calha do arroio principal.....	83
TABELA 6.4 – Frações de fósforo ligadas ao sedimento coletado nas sub-bacias com diferentes usos na pequena bacia hidrográfica rural do Arroio Lino, Agudo, RS.....	85
TABELA 6.5 – Fósforo orgânico e inorgânico presente em sedimentos coletados na pequena bacia hidrográfica rural do Arroio Lino, Agudo, RS.....	87

## LISTA DE ANEXOS

ANEXO A - Transferência de água e de sedimento durante as coletas realizadas em eventos pluviométricos ocorridos em três épocas distintas na pequena bacia hidrográfica rural do Arroio Lino de Nova Boêmia, Agudo – RS.....	97
ANEXO B – Curvas de redução em função do tempo e faixas de trabalho em ambiente oxidado (A) e em ambiente reduzido (B).....	100
ANEXO C – Textura do sedimento erodido em três épocas distintas e coletados na calha e nas sub-bacias a pequena bacia hidrográfica rural do Arroio Lino de Nova Boêmia, Agudo – RS. ....	101
ANEXO D – Amostrador automático de nível ascendente instalado nas sub-bacias do pequena bacia hidrográfica rural do Arroio Lino de Nova Boêmia, Agudo – RS.....	103
ANEXO E – Reatores construídos para controlar as condições de redução do sedimento.....	104

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO GERAL.....</b>	<b>14</b>
<b>2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....</b>	<b>16</b>
<b>2.1 Transferência de sedimento do solo aos sistemas aquáticos.....</b>	<b>16</b>
<b>2.2 Potencial redox.....</b>	<b>18</b>
<b>2.3 O fósforo e a contaminação ambiental.....</b>	<b>20</b>
<b>3 HIPÓTESES E OBJETIVOS.....</b>	<b>26</b>
<b>3.1 Hipóteses.....</b>	<b>26</b>
<b>3.2 Objetivo Geral.....</b>	<b>27</b>
<b>3.3 Objetivos Específicos.....</b>	<b>27</b>
<b>4 ESTRATÉGIA DE ESTUDO.....</b>	<b>28</b>
<b>5 ESTUDO I - DESSORÇÃO DE FÓSFORO DE SEDIMENTOS ERODIDOS DE UMA PEQUENA BACIA HIDROGRÁFICA DE CABECEIRA EM AMBIENTES OXIDADO E REDUZIDO.....</b>	<b>30</b>
<b>5.1 Introdução.....</b>	<b>30</b>
<b>5.2 Material e Métodos.....</b>	<b>32</b>
5.2.1 Local de estudo.....	32
5.2.2 Pontos de amostragem.....	33
5.2.3 Épocas de amostragem.....	37
5.2.4 Estratégia de amostragem.....	38
5.2.5 Análises laboratoriais.....	39
<b>5.3 Resultados e discussão.....</b>	<b>45</b>
5.3.1 Concentração de sedimento e de fósforo total nos sedimentos coletados na calha..	45
5.3.2 Dessorção de fósforo de sedimentos coletados na calha em ambiente oxidado.....	49
5.3.3 Concentração de sedimento e de fósforo total nos sedimentos coletados nas sub-bacias.....	55
5.3.4 Dessorção de fósforo de sedimentos coletados nas sub-bacias em ambiente oxidado.....	59
5.3.5 Dessorção de fósforo em ambiente reduzido.....	65
<b>5.4 Conclusões.....</b>	<b>72</b>
<b>6 ESTUDO II - TRANSFERÊNCIA DE SEDIMENTO E DE FÓSFORO ORIUNDOS DE UMA PEQUENA BACIA HIDROGRÁFICA DE CABECEIRA.....</b>	<b>73</b>
<b>6.1 Introdução.....</b>	<b>73</b>
<b>6.2 Material e métodos.....</b>	<b>74</b>
<b>6.3 Resultados e discussão.....</b>	<b>75</b>
<b>6.4 Conclusões.....</b>	<b>88</b>
<b>7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>89</b>
<b>8 ANEXOS.....</b>	<b>98</b>

# 1 INTRODUÇÃO GERAL

A degradação ambiental vem crescendo nas últimas décadas em decorrência do aumento da população mundial. Esse aumento demográfico aliado ao consumo insustentável de diversos países, especialmente os ditos desenvolvidos, faz com a pressão sobre os recursos naturais seja cada vez mais intensa, o que leva à exaustão de recursos naturais. Soma-se a esse quadro um modo de vida onde importa apenas aquilo que tem valor venal, e criam-se quadros de degradação da atmosfera, do solo e da água nos mais distantes locais do globo terrestre.

A água por muito tempo foi encarada como infinita, sendo utilizada com os mais diversos propósitos sem cuidado com a sua preservação. No entanto, atualmente sabe-se que apesar do nosso planeta ser formado em grande parte por essa substância, o montante que pode ser utilizado direta ou indiretamente pelas pessoas é consideravelmente pequeno. Portanto, assim como cresce a degradação dos recursos naturais, principalmente da água, também aumenta a preocupação com sua preservação, em decorrência justamente da possibilidade de falta desse recurso essencial à vida.

Dentre os problemas que mais ameaçam a qualidade da água está o aporte de substâncias que a tornam imprópria para o consumo humano e animal. O rol de substâncias que leva à degradação dos recursos hídricos é bastante vasto, assim como suas características poluidoras e o modo com que podem ser eliminadas, mas invariavelmente é mais trabalhoso e oneroso a recuperação da qualidade do que a prevenção da degradação dos mananciais.

A origem da poluição também é variada, mas pode ser classificadas em fontes urbanas ou agrícolas. Em geral as fontes urbanas compreendem lançamento de efluentes industriais e domiciliares e são consideradas fontes pontuais de poluição pelo fato de seu despejo ocorrer concentrado em determinado ponto de rio, lago ou mar e seus efeitos serem sentidos principalmente próximos ao local de descarte. Já as áreas agrícolas são consideradas fontes difusas de poluição por sua contribuição ocorrer de forma disseminada ao longo do sistema de drenagem e, em geral, os efeitos serem notados em locais distantes das fontes.

Dentre as substâncias que podem causar impactos ambientais, o fosfato é um dos mais importantes. Sua origem pode estar relacionada com descargas industriais e domésticas, pois é um componente de muitos produtos utilizados nesses locais, como detergentes, e está presente em esgotos não tratados. Mas é na origem agrícola que o problema pode tornar-se mais sério, pois existem fontes pontuais como confinamentos, que podem produzir via dejetos de animais

quantidades consideráveis de fósforo, e fontes difusas, que tem como causa principal a aplicação excessiva de fertilizantes fosfatados e a aplicação incorreta desse insumo nas lavouras, levando a um acúmulo desse nutriente na camada superficial do solo, justamente a que é mais suscetível ao transporte via erosão.

A interface entre ecossistemas normalmente é o local onde ocorrem trocas de energia e massa. Quando se trata dos limites entre solo e água não é diferente, pois a água de drenagem fornece energia que desagrega partículas de solo que por sua vez tendem a seguir o caminho natural até o sistema de drenagem. Dessa forma as partículas oriundas de solos agrícolas passam a integrar o ecossistema aquático e podem carregar consigo várias moléculas, entre elas aquelas contendo fosfato.

O uso do solo fora da sua capacidade e a aplicação de doses excessivas de fertilizantes fosfatados têm contribuído para a “fertilização das águas”, cujo efeito principal é o processo de eutrofização. A diminuição nos teores de oxigênio da coluna de água, além de provocar a morte de várias espécies, altera o equilíbrio químico de várias reações, entre elas a existente entre as moléculas de fosfato e os sedimentos. O oxigênio é utilizado pelos microorganismos como o principalceptor final de elétrons provenientes da cadeia respiratória, portanto a exaustão desse gás pode chegar a tal ponto que as populações de decompositores passam a utilizar outros aceptores, como por exemplo, os óxidos de manganês e ferro, componentes comuns de sedimentos. O fosfato liga-se com esses compostos metálicos através de ligações químicas de alta energia, que são altamente estáveis em sistemas oxidados como o solo, mas podem ser desfeitas em ambientes reduzidos, provocando a dessorção de fosfato.

Além do caráter complexo do fenômeno da eutrofização, a sua resolução ainda enfrenta o problema do distanciamento espaço-temporal entre a fonte causadora e o local onde se manifestam as conseqüências, o que resulta na falta de ações no ambiente onde se desencadeia o processo. Como exemplo pode-se citar o advento do plantio direto no sul do Brasil, onde os agricultores adotaram esse sistema por notarem os resultados *in situ*, mas dificilmente racionalizarão a aplicação de fertilizantes devido a problemas que se desencadeiam a quilômetros de distância sem a pressão social e imposição legal.

Portanto, o entendimento do processo da eutrofização é necessário por parte dos técnicos que assistem os produtores e deve passar por uma análise holística dos diversos agentes envolvidos. E sua resolução necessita da interação desses agentes através de políticas públicas de longo prazo que preconizem um planejamento integrado em nível de bacias hidrográficas, para que enfim possa-se gozar de uma agricultura produtiva e ambientalmente sustentável.

## **2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

### **2.1 Transferência de sedimento do solo aos sistemas aquáticos**

O transporte de sedimentos é um processo natural, atuando na formação do solo e alteração da paisagem. Essa movimentação é realizada pela ação da água da chuva e ventos. Quando o primeiro fator atua, há um transporte de posições mais altas para regiões mais baixas do terreno pelo carreamento predominantemente de partículas de solo previamente desagregadas pelo impacto das gotas.

Em áreas de encostas, a cobertura por mata nativa garante o balanço entre a formação do solo e a transferência de sedimento. O principal papel desempenhado pela vegetação nativa é diminuir a energia cinética do fluxo de água, dissipando-a no momento do impacto da gota de chuva contra o dossel vegetal e a sua movimentação até posições inferiores do terreno se dê com menor energia cinética. Além disso, em áreas de florestas a serrapilheira e os maiores teores de carbono do solo da camada superficial contribuem para menor erodibilidade do solo, pela diminuição da energia da enxurrada e da melhor qualidade estrutural do solo (MARTINS, 2003). Nessa situação o transporte de sedimentos, apesar de contínuo, é lento e está em equilíbrio com o ecossistema local. No entanto, quando é retirada a vegetação nativa o processo erosivo torna-se intenso e a transferência de material passa a ser ambientalmente nociva.

A erosão é considerada a forma mais prejudicial de degradação do solo, pois diminui a capacidade produtiva do solo, a sustentabilidade dos agroecossistemas e pode causar sérios problemas ambientais (MACHADO et al., 2003; MELLO et al., 2003; SILVA et al., 2005). Brooks et al. (1991) consideram o sedimento como o principal poluente de águas devido a sua presença e concentração na água, além de seu papel como carreador de moléculas, bem como outros impactos como assoreamento de canais.

O processo de produção de sedimento e seu transporte até a rede de drenagem são complexos. Há muitos fatores que influenciam essa dinâmica, entre os quais se destacam o clima, o relevo, o tipo e o uso predominante do solo e a escala considerada (GRUNWALD et al., 1999; GBUREK et al., 2000; BEUSELINK, 2000). Machado et al. (2003), em estudo realizado em uma pequena bacia hidrográfica dominada pela produção de cana de açúcar e pastagem, destacam que a maior produção de sedimento foi encontrada nas sub-bacias de



cabeceiras, sendo que em algumas houve predominância da deposição de sedimento em detrimento de seu transporte. Também, Minella et al. (2007), estudando a produção de sedimento em duas pequenas bacias hidrográficas de cabeceiras, ressaltam a importância da alocação das estradas que contribuíram com um terço da produção de sedimento, apesar da pequena área ocupada em relação à superfície total, bem como atuam como caminho preferencial do sedimento oriundo das lavouras até o sistema aquático. Esses resultados corroboram aqueles encontrados por Pellegrini (2006), que ainda cita como importante para a produção de sedimento a distribuição das áreas de lavoura dentro das propriedades agrícolas.

Cogo et al. (2003) afirmam que a inclinação do declive do terreno e o comprimento de rampa influenciam fortemente as perdas de solo, de tal forma que à medida que a inclinação aumenta a enxurrada tem sua capacidade de cisalhamento e transporte de partículas incrementada, em especial, quando os sulcos direcionam-se no sentido do declive. Além da inclinação do terreno maiores perdas de sedimento são mais comuns durante chuvas de maior erosividade (MARTINS et al., 2003; BEUTLER et al., 2003). Nesse sentido, Cantalice (2005) constatou que as taxas de transporte de sedimentos em sulcos em solo agrícola foram influenciadas sobremaneira pela adição de fluxos extras de água.

A transferência de sedimento do solo para ambiente aquático, apesar de ser influenciada por vários de fatores, tem na apropriação da natureza pelo homem e no seu domínio de técnicas que permitiram cultivar os diversos tipos de solo, a intensificação do processo erosivo. Com ações como revolvimento do solo, cultivo sem respeitar a declividade do terreno e falta de manutenção de plantas na superfície a erosão passou a ser notada como expressiva e desencadeadora da degradação do solo, acarretando na perda de sua capacidade produtiva. Esta realidade pode ser notada em cultivos dos solos no rebordo do Planalto Médio Gaúcho, onde culturas como o fumo, são conduzidas sob sistema de preparo convencional. Esse sistema de cultivo leva a grandes transferências de solo, água e nutrientes aos mananciais aquáticos, resultando na insustentabilidade desse sistema de manejo (PELLEGRINI, 2005; PELLEGRINI, 2006; SEQUINATTO, 2006). Além disso, estudos apontam o caráter seletivo da erosão, que carrega partículas de tamanho coloidal, onde grande parte dos nutrientes, como o fósforo, está ligado às partículas sólidas (RESCK et.al, 1980; TÁVORA et al., 1985; BERTOL et al., 2004; SEGANFREDO et al., 1997; SMITH et al., 1992; SHICK et al., 2000; QUINTON et al., 2001; BERTOL et al., 2006). Portanto, medidas de conservação e proteção do solo que evitem o carreamento de massa podem ser pouco eficientes contra o processo de eutrofização, pois não haverá necessariamente a diminuição na transferência de fósforo

solúvel ou formas particuladas biodisponíveis (SETA et al., 1993; YLI-HALLA et al., 1995; HEATHWAITE et al., 2000).

## 2.2. Potencial redox

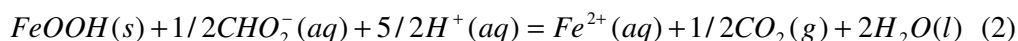
Elétrons são essenciais às reações inorgânicas, orgânicas e bioquímicas. O potencial redox ou disponibilidade do elétron afeta o estado de oxidação de vários elementos em sistemas aquáticos, como hidrogênio, carbono, nitrogênio, oxigênio, enxofre, manganês e ferro (BOHN, 1971). O limite das condições oxidantes em sistemas aquáticos é a oxidação da molécula de água a oxigênio molecular, enquanto o limite oposto é a redução da molécula de água a hidrogênio molecular. Reações de oxidação – redução, ou *redox*, são aquelas onde um elétron é transferido completamente de uma espécie para outra. A espécie química que perde elétron nesse processo é chamada de oxidada, enquanto que aquela que ganha elétron passa a ser chamada de reduzida. Os elétrons, em ambiente natural, estão inseridos em orbitais atômicos ou moleculares ou são transferidos entre diferentes espécies, portanto não ocorrem livres na natureza ou em soluções aquosas (STUMM et al., 1996). Para descrever as reações redox, lança-se mão do conceito de “elétron aquoso” ou “elétron livre”, onde esse participa como um dos reagentes do processo, similarmente ao papel desempenhado pelo próton livre em solução para descrever as equações ácido-base. Dessa maneira, assim como a acidez do solo é representada pelo logaritmo negativo da atividade do próton livre, dada pelo pH, a capacidade de oxidação tem sua representação através do logaritmo negativo da atividade do elétron livre ( $e$ ), denominada  $pE$ , que é representado pela equação 1:

$$pE = -\log(e) \quad (1)$$

Analisando essa expressão, nota-se que se a atividade de elétrons for alta o valor de  $pE$  tende a ser mais negativo e a solução deverá ter caráter redutor, cujas as espécies da solução apresentarão uma forte tendência a doar elétrons para outras espécies químicas, as quais sofrerão redução. Do contrário, quanto menor a atividade de elétrons, maior será o valor de  $pE$ , a solução terá caráter oxidante e será grande a tendência das espécies da solução em retirar elétrons de outras espécies químicas, as quais sofrerão oxidação.

As equações redox são usualmente expressas como um par de semi-reações, sendo uma de oxidação e outra de redução. Nessas semi-reações, o símbolo do “elétron livre” ou “elétron aquoso”, desempenha o papel de um elétron que se originou de uma espécie doadora

de elétrons. No entanto, assim como não existem elétrons livres em solução, tampouco pode ocorrer somente uma semi-reação em solução, pois os elétrons perdidos por uma espécie química (que sofre oxidação) necessitam ser recebidos por outra espécie (que sofre redução), e a reação de oxi-redução completa sempre é composta por duas meias reações (STUMM et al., 1996; CAMPOS, 2006), uma de oxidação e outra de redução, como por exemplo a que se segue:



Ressalta-se que embora essas equações sejam apresentadas como reações de equilíbrio químico, essa condição raramente é atingida em sistemas naturais, devido à contínua adição de espécies químicas doadoras de elétrons, como por exemplo, os compostos orgânicos oxidáveis (BOHN, 1971). Os elétrons são transferidos de um composto para outro através de reações químicas que implicam na interação entre os orbitais das espécies químicas envolvidas, resultando na formação de novas ligações químicas nos compostos resultantes da reação. Dessa forma, orbitais de íons ou moléculas que possuem uma afinidade maior por elétrons são preenchidos em um primeiro momento, seguidos pelos de menor afinidade. Através da termodinâmica, conhecendo-se o pE e o pH do meio e admitindo-se que todas as reações se encontrem em equilíbrio, é possível prever quais serão os compostos que receberão prioritariamente os elétrons, reduzindo-se. Essa seqüência é conhecida como torre eletrônica e descreve a ordem em que os compostos são reduzidos. Devido à alta afinidade por elétrons do orbital mais externo do oxigênio (O<sub>2</sub>), este composto é o primeiro a reduzir-se, seguido imediatamente pelo nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) e nitrito (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>). Em seguida são reduzidos os oxi-hidróxidos, primeiro os de manganês (MnO<sub>2</sub>) e depois os de ferro (FeOOH e Fe(OH)<sub>3</sub>). Por fim, se o pE for extremamente baixo, reduzem-se SO<sub>4</sub><sup>-</sup> e CO<sub>2</sub>.

Essa ordem deve ser vista, também, do ponto de vista biológico porque sem a presença das enzimas que são produzidas por microorganismos e que atuam como catalisadores de reação, a velocidade das reações de oxi-redução nos ambientes naturais é muito lenta, sendo praticamente desprezível. Na presença dessas enzimas (catalisadores) a energia de ativação para que a reação ocorra é grandemente diminuída, possibilitando um grande aumento da velocidade de reação. Uma vez que as reações são mediadas por organismos, o decréscimo do pE e suas implicações na dinâmica do processo de redução dos compostos, também são fruto de uma sucessão ecológica. Há uma modificação na

comunidade microbiana, seguindo a capacidade de cada população em transferir os elétrons resultantes da cadeia respiratória para o acceptor possível. Dessa forma, paralelamente ao ordenamento de redução de compostos, segue uma sucessão onde cada grupo microbiano é substituído pelo seguinte, começando pelos organismos heterótrofos aeróbicos microaerófilos, passando pelos desnitrificadores e fermentadores e chegando aos redutores de sulfato e bactérias metanogênicas.

Dessa forma, Stumm et al. (1996) chamam a atenção de que conclusões sobre a dinâmica química em sistemas redox nem sempre seguem as expectativas que as leis da termodinâmica apontam, devido à necessidade da presença de microorganismos suficientes e abundantes. Um outro cuidado que se deve ter quando se utilizam tabelas termodinâmicas é o de lembrar que elas foram feitas supondo-se que as reações estão em equilíbrio, condição em que a velocidade da reação no sentido direto é igual à velocidade da reação inversa, de tal forma que as concentrações de reagentes e produtos não variam no tempo. No entanto, sabe-se que a condição de equilíbrio raramente é encontrada nas reações que ocorrem nos ambientes naturais, pois estes são sistemas abertos e heterogêneos. Assim, as tabelas termodinâmicas são bons pontos de partida para analisar as reações de oxi-redução nos ambientes naturais, mas devem ser interpretadas com cuidado, levando-se em conta suas limitações.

### **2.3. O fósforo e a contaminação ambiental**

A preocupação com os problemas ambientais tem sido lugar comum em vários setores da sociedade mundial. Várias instâncias têm se engajado nesse tema, desde as artes, passando pelo campo político, até a ciência, cada qual vem mostrando preocupação com a diminuição na qualidade de vários componentes da biosfera, como o ar, o solo e a água, que pode levar a severas dificuldades para a manutenção da vida humana em algumas regiões do planeta. Dentre esses componentes, talvez o que gere mais preocupação seja a diminuição da quantidade da água potável, decorrente das atividades humanas no ambiente.

A contaminação e poluição da água podem ocorrer através de fontes pontuais ou difusas, sendo que as primeiras são mais encontradas próximas a centros urbanos e constituem-se principalmente do despejo de esgoto doméstico e industrial não tratado, além de serem identificadas no meio rural pelo descarte de dejetos de animais (BERWANGER, 2006), especialmente em áreas com confinamento. Como fonte difusa cita-se basicamente a

agricultura, que contribui com nutrientes e agrotóxicos e é responsável por grande parte do impacto ambiental inculido sobre a água (SHARPLEY et al., 1994; SHARPLEY et al., 1996; SIMS et al., 1998; BORTOLUZZI et al., 2006; HAYGARTH, 1999; NIELSEN et al., 2007; WICKHAM et al., 2008).

Estudos mostram que as principais áreas de eutrofização encontram-se próximas aos locais onde deságuam rios que passam por cidades muito populosas, com grande concentração de indústrias ou por áreas com intensa atividade agrícola (SHANG et al., 2007), o que demonstra uma estreita relação entre o desenvolvimento sócio-econômico e a deterioração dos recursos hídricos (GAO, 2005). O rápido desenvolvimento da China nas últimas décadas, por exemplo, elevou esse país ao patamar de um dos mais poluidores, com repercussões sobre os seus próprios recursos naturais e em diversas outras partes do planeta, impondo impactos ambientais globalizados em um espaço de tempo nunca antes experimentados (LIU et al., 2005). Zhang (2008) afirmam que a intensificação da agricultura na China é um fator importante na dinâmica de nutrientes em bacias hidrográficas, pois essa atividade preconiza aplicação de fertilizantes fosfatados, o que aumenta sua exportação para o sistema aquático, provocando deterioração da qualidade da água e a eutrofização da maioria dos lagos estudados. Nesse mesmo sentido, Nielsen et al. (2007) e Wickham et al. (2008) mostram que bacias hidrográficas dominadas por agricultura, áreas urbanas ou florestas têm diferenças significativas quanto à produção de nutrientes, sendo que ela tende a ser maior naquelas áreas dominadas pelo uso antrópico em relação àquelas onde predomina vegetação natural, apontando a cobertura do solo como um dos principais fatores que determinam a contribuição de nutrientes de uma bacia hidrográfica.

Entre os elementos transferidos para a água encontra-se o fósforo (HECKRATH, 1995), cujas dinâmicas de reação e de transporte são complexas tanto no solo como na água, e desempenha um papel importante na contaminação ambiental (SHARPLEY et al., 1995; GIBSON, 1997). A complexidade deve-se ao grande número de grupos funcionais a que o fosfato pode se ligar e a grande variação na força dessas ligações, o que reflete na sua labilidade. O fósforo inorgânico liga-se principalmente nas arestas das argilas silicatadas e nos óxihidróxidos de ferro e alumínio, sendo que nesses últimos, por exemplo, as ligações podem ser monodentadas, bidentadas ou binucleadas, cada uma com diferente energia de ligação. Além disso, essa reação apresenta um componente temporal, que tende ao aumento da estabilidade (RHEINHEIMER et al., 2008). Dessa forma, em vários ambientes terrestres o fósforo é o macronutriente que normalmente limita o crescimento e desenvolvimento das

plantas devido a seus baixos teores naturais na maioria dos solos e a sua alta energia de ligação, principalmente com oxihidróxidos de ferro e de alumínio (RHEINHEIMER, 2003).

A maior parte dos sistemas agrícolas atuais preconiza a aplicação de fertilizantes fosfatados como condição *sine qua non* para a obtenção de resultados satisfatórios na colheita. Essa prática, quando não usada adequadamente, pode elevar o teor de fósforo disponível no solo muitas vezes acima do teor crítico, principalmente na camada mais superficial, sem necessariamente refletir na produtividade das culturas (MARTINAZZO et al., 2006; SANTOS et al., 2008), mas pode provocar impactos ambientais pelo enriquecimento das águas (HU et al., 2007). Assim, sedimentos oriundos de solos onde se aplicam doses altas de fertilizantes fosfatados apresentam elevados teores biodisponíveis, porque esse elemento está ligado com menor energia aos grupos funcionais das partículas coloidais inorgânicas, o que facilita sua dessorção.

O fosfato transportado dos sistemas terrestres para os ambientes aquáticos ocorre na forma solúvel ou particulada, sendo que a fração ligada a partículas pode estar disponível aos organismos ou não, dependendo da força de ligação. Quando o sedimento é depositado nos ambientes lênticos, em especial em lagos, ele é submetido a processos bioquímicos diferentes daqueles ocorrentes no solo, alterando a relação entre o fosfato adsorvido e o solúvel que é liberado para a coluna de água via água intersticial (SONDERGAARD 2003). Há vários fatores que influenciam a liberação de nutrientes ligados ao sedimento para o ambiente aquático (KATSEV, 2006; LAKE, 2007), como a fonte que originou esse sedimento, a carga externa do elemento, a temperatura, o pH, o Eh, a bioturbação e o revolvimento das partículas sedimentadas, a presença de óxidos de ferro e manganês e de outros compostos redutores (KLEEGERG, 1997; PERKINS, 2001; ANDERSEN, 1975; BOSTRÖM, 1982; BOERS, 1991; SØNDERGAARD et al., 2003; GAO, 2005).

Shang et al. (2007) apontam que dentre os fatores que contribuem para a eutrofização do Lago Chaohu, China, as atenções devem ser voltadas para as fontes de poluição difusa, especialmente controlando a carga de poluentes dos rios que deságuam nesse lago. Gao (2005) destaca que o fator de contribuição principal é diferente entre os lagos e a carga externa é importante na qualidade da água, mas a contribuição interna deve ser levada em conta, sendo que a concentração de fósforo em sedimentos lacustres depende do estado trófico do lago, da composição do sedimento, da taxa de sedimentação, de condições físico-químicas e dos processos de diagênese. Dentre as condições que desencadeiam a diminuição da energia de ligação do fosfato com o sedimento, a quantidade de oxigênio dissolvido na água é um dos mais importantes e cujo reflexo é mais pronunciado, pois remete ao potencial de oxi-redução

do meio (CHRISTOPHORIDIS et al., 2006; UUSITALO et al., 2003; WANG et al., 2008;). Além disso, dentre as variáveis ambientais responsáveis pelos processos de eutrofização, o teor de oxigênio é o que mais varia (DIAZ, 2001). Rabalais et al. (2001) relatam variação nos teores de oxigênio dissolvido em decorrência da profundidade, dos meses do ano, dos anos e do local amostrado, referenciando a ampla variabilidade espaço temporal em que podem ocorrer ambientes reduzidos.

Portanto, de uma forma geral, quando o sedimento atinge o sistema de drenagem, há uma alteração no equilíbrio químico da ligação fosfato-partícula, forçando o elemento a desorver-se da superfície onde se encontra e passar para a coluna de água, aumentando seus teores solúveis (CORRELL, 1998). Dessa forma, com o aporte de fósforo ligado a partículas coloidais tem-se um enriquecimento das águas e o conseqüente aumento de produtividade do primária (TYRREL, 1999), desencadeando o processo de eutrofização. Eutrofização é uma palavra que se origina do Grego *eu* que significa “bem” e *trophos*, que significa “nutrição”. A eutrofização caracteriza-se pela série de efeitos provocados pelo aumento excessivo de fitoplâncton devido ao aporte de nutrientes, que aumenta o estado trófico da água (YANG et al., 2008). O início do processo dá-se pelo fornecimento de um fator até então limitante para a proliferação das populações primárias, como por exemplo, o incremento nos teores de fósforo na coluna de água. Como há uma cadeia alimentar complexa estabelecida, o aumento dos organismos produtores provoca um desequilíbrio ambiental localizado, que varia conforme a reação das populações à alteração do meio (HULOT, 2000). Concomitante ao incremento populacional ocorre o aumento no consumo de oxigênio dissolvido na água pela respiração dos próprios organismos e pelos processos microbiológicos resultantes da decomposição dos indivíduos mortos. A diminuição nos teores de oxigênio leva à morte outros organismos, que são mais sensíveis a ambientes menos aerados. Seguindo esse processo, há o estabelecimento de um ciclo de morte e decomposição que culmina na diminuição da diversidade da comunidade aquática e em processo de poluição, ambos de difícil e onerosa reversão.

Portanto, o processo de eutrofização compromete a qualidade da água de várias maneiras, como através do aumento de pH e turbidez, liberação de amônia e metano, produção de espumas e proliferação de algas, que podem liberar substâncias capazes de conferir odor desagradável ou tóxicas, impossibilitando seu consumo por animais superiores (SHARPLEY et al., 1987; DANIEL et al., 1998). Liu et al. (2005) contabilizaram que 75% dos lagos chineses encontravam-se poluídos e que entre os diversos problemas ambientais desse país a eutrofização destaca-se, devido ao impacto sobre a diminuição da qualidade da

água para consumo humano e produção de peixes, uma importante fonte de proteína desse país.

Outro problema decorrente da eutrofização é a mudança na biodiversidade aquática, que atua no sentido de diminuir o número de espécies, sendo que há uma tendência de permanecerem aquelas consideradas de menor complexidade, o que resulta na diminuição de competição por recursos como nutrientes, beneficiando o desenvolvimento de algas em um processo de empobrecimento da diversidade do ecossistema (SHANG et al., 2007; HARPOLE et al., 2007).

A maioria dos trabalhos sobre eutrofização é centrada em ambientes lacustres e estuarinos, pois são nesses locais que o acúmulo de sedimento e nutrientes faz com que o fenômeno ocorra (SONDERGAARD, 2003; HU, 2006; CHRISTOPHORIDIS, 2006). Yang et al. (2008) concluem que há necessidade de mais pesquisas concentradas nos mecanismos que levam à eutrofização no âmbito de bacia hidrográfica, levando em consideração as diferentes condições de exploração, com ênfase especial na liberação de fósforo do sedimento.

Tilman et al. (2002) afirma que a sustentabilidade dos ecossistemas passa necessariamente por decisões e ações políticas que devem ser executadas conjuntamente pelos agentes ligados à produção agrícola. Assim, como grande parte da contribuição é difusa e ocorre em áreas muitas vezes distantes de onde o problema deflagra-se, é necessário também, que sejam realizados estudos nos locais de origem. Esses estudos podem embasar futuras decisões técnicas sobre monitoramento e manejo e políticas públicas que foquem ações em nível de bacia hidrográfica, observando a complexidade geossistêmica<sup>1</sup>. Nesse mesmo sentido, Dufumier (2007) e Montibeller-Filho (2008) apontam que os agricultores são agentes causadores de inúmeros problemas ambientais que muitas vezes têm reflexo em comunidades afastadas da fonte geradora do impacto. Justamente por isso a sociedade em geral deve se engajar na elaboração de projetos e arcar com os custos necessários para que os produtores passem de geradores de impactos para zeladores dos ecossistemas onde está inserida sua produção.

Portanto, o processo de transferência de sedimentos do sistema terrestre para o aquático decorre da utilização do solo fora de sua capacidade de suportar as atividades

---

<sup>1</sup> A noção de geossistema busca delimitar uma abordagem, dentro da visão sistêmica, da ação humana a seu entorno, permitindo uma análise integradora do natural ao humano na síntese geográfica. Portanto, esse paradigma pretende correlacionar o 'tríplice: potencial ecológico, exploração biológica e ação antrópica' (Montibeller-Filho, 2008).



agrícolas, como cultivo de solos rasos e declivosos, má distribuição das áreas de cultivos dentro do cenário em que estão incluídas, alocação de estradas e caminhos que favorecem o transporte de sedimento e revolvimento e falta de cobertura sobre o solo. Aliado a esses fatores, a aplicação de fertilizantes fosfatados em doses muito acima das recomendadas leva ao aumento dos teores de fósforo nos mananciais hídricos, contribuindo para o desencadeamento e manutenção da eutrofização, o que culmina no comprometimento da qualidade da água tanto para consumo humano, dessedentação animal e atividades de lazer.

## **3 HIPÓTESES E OBJETIVOS**

### **3.1 Hipóteses**

A evolução do solo ou seu desenvolvimento é fruto das transformações impostas por diversos fatores sobre o material de origem. O clima tem papel importante nesse processo, pois engloba o regime de chuvas e os ciclos de aquecimento e resfriamento da crosta terrestre. O relevo atua principalmente como regulador da velocidade e dos caminhos percorridos pela água que busca os vales formados pelos morros. Portanto o relevo condiciona que solos encontrados em escarpas ou encostas sejam diferentes daqueles encontrados em áreas menos acidentadas, ainda que sob mesmas condições climáticas. Dessa forma, os solos de encosta tendem a ser menos intemperizados porque a remoção de material via erosão é grande, impedindo o desenvolvimento do solo, por isso eles apresentam predomínio de partículas similares às encontradas na rocha de origem. Essa característica resulta na grande quantidade de minerais 2:1 em solos de encosta, se comparados a solos em locais menos acidentados, encontrados na mesma região, que apresentam predomínio de caulinita e óxidos de ferro e de alumínio, o que em última análise determina que os sedimentos transferidos para o sistema aquático sejam dependentes do solo que o originou.

A adsorção e a dessorção de fosfato às partículas de solo ou sedimento estão estreitamente relacionadas ao tipo de mineral presente. Em solos poucos intemperizados, com grande quantidade de minerais 2:1, a adsorção de fosfato é menor e se dá com menor energia devido ao predomínio de cargas negativas nessas partículas, fazendo com que o fosfato aí ligado possa ser dessorvido com maior facilidade. Ao passo que os óxidos, principalmente os de ferro, além de terem sua carga superficial menos negativa, possuem sítios de ligação específicos, onde o fosfato liga-se com alta energia, o que resulta em uma dessorção difícil em ambiente oxidado. No entanto, caso esses óxidos tenham sua estrutura alterada, pode ocorrer a liberação do fósforo adsorvido.

Desse modo, a primeira hipótese do presente trabalho é que o fósforo adsorvido ao sedimento seja liberado predominantemente nas primeiras extrações realizadas com resinas trocadoras de ânions, devido a predominância de minerais 2:1 na constituição das partículas e principalmente devido à aplicação de fertilizantes, que eleva o teor de fósforo no solo.

A segunda hipótese do trabalho é que em ambiente com baixa pressão de oxigênio a liberação de fósforo seja maior que a ocorrida na presença de grande quantidade de oxigênio pela dissolução dos óxidos por efeito da redução do sistema.

### **3.2 Objetivo Geral**

O presente estudo tem por objetivo geral determinar a relação do fósforo contido nos sedimentos com o processo de contaminação hidrográfica através do estudo da dinâmica do fósforo dos sedimentos fluviais transportado pelo escoamento superficial em uma pequena bacia hidrográfica rural, em função do manejo do solo e cobertura vegetal.

### **3.3 Objetivos específicos**

Os objetivos específicos são:

- Avaliar como o cultivo do solo, em diferentes épocas do ano, influencia o fósforo dessorvido do sedimento em diferentes pontos do arroio e épocas;
- Comparar a capacidade de dessorção de fósforo do sedimento em condições oxidada e reduzida;
- Quantificar a transferência de fósforo e sedimento em suspensão entre os sistemas terrestre e aquático em diferentes pontos do arroio e épocas em relação ao cultivo do solo;
- Determinar a relação existente entre a labilidade do fósforo ligado aos sedimentos erodidos e a origem dessas partículas.

## 4 ESTRATÉGIA DE ESTUDO

A informação e o conhecimento gerado neste trabalho foi resultado de uma parceria entre o Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), o Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (IPH-UFRGS), Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural (EMATER) e a Fundação de Pesquisa do Estado do Rio Grande do Sul (FEPAGRO). Estes parceiros desenvolveram estudos relacionados ao projeto de monitoramento ambiental do Programa de Manejo dos Recursos Naturais e Combate à Pobreza Rural (RS-Rural), que contou com o financiamento do Banco Interamericano de Desenvolvimento e do governo do estado do Rio Grande do Sul.

Até o presente momento já foram desenvolvidas as seguintes dissertações e teses:

- Qualidade de águas superficiais na microbacia hidrográfica do Arroio Lino, Nova Boêmia – Agudo – RS, de Celso Gonçalves, dissertação de mestrado de 2003 sob a orientação do professor Danilo Rheinheimer dos Santos;
- Fósforo na água e no sedimento na microbacia hidrográfica do Arroio Lino – Agudo- RS, de João Batista Rossetto Pellegrini, dissertação de mestrado de 2005 sob a orientação do professor Danilo Rheinheimer dos Santos;
- Sistemas de cultivo da cultura do fumo com ênfase às práticas de manejo e conservação do solo, de André Pellegrini, dissertação de mestrado de 2006 sob a orientação do professor José Miguel Reichert;
- Nitrato na solução do solo e na água de fontes para consumo humano numa microbacia hidrográfica produtora de fumo, de Douglas Kaiser, dissertação de mestrado de 2006 sob a orientação do professor Dalvan José Reinert;
- Caracterização de sedimentos e de contaminantes numa microbacia hidrográfica antropizada, de Celso Gonçalves, tese de doutorado de 2007 sob a orientação do professor Danilo Rheinheimer dos Santos;
- A insustentabilidade do uso do solo com fumicultura em terras declivosas, de Letícia Sequinato, dissertação de mestrado de 2008 sob a orientação do professor José Miguel Reichert;
- Qualidade de águas superficiais e tratamento de águas residuárias por meio de zonas de raízes em propriedades de agricultores familiares, de Clamarion Maier, dissertação de mestrado de 2007 a orientação do professor Danilo Rheinheimer dos Santos.

Também, os dados gerados foram utilizados parcialmente para a elaboração da dissertação de mestrado de Jean Paolo Minella em 2003 (Identificação de fontes de produção de sedimentos em uma pequena bacia rural) sob orientação do professor Gustavo Henrique Merten do IPH-UFRGS. Além de vários trabalhos científicos e relatórios técnicos.

Atualmente estão sendo elaboradas a presente dissertação de mestrado e duas teses de doutorado, uma sob a orientação do professor José Miguel Reichert e a outra do professor Danilo Rheinheimer dos Santos. Ambas estão utilizando a estrutura de campo e equipamentos laboratoriais adquiridos com recursos do RS-RURAL, CNPq e FAPERGS.

A presente dissertação está organizada em dois capítulos. O primeiro capítulo versará sobre a dessorção do fosfato das partículas de sedimento erodidas dos solos da pequena bacia hidrográfica rural do Arroio Lino e centrará sua discussão na comparação entre os teores dessorvidos nas fases de ascensão, vazão máxima e diminuição da lâmina de água. Adicionalmente, discutir-se-á sobre a capacidade de dessorção do fosfato a partir de sedimentos de solos com diferentes características de utilização em diferentes épocas de cultivo do fumo e sob ambiente reduzido e oxidado. O segundo capítulo abordará como as características do evento pluviométrico influenciam na transferência de sedimento e, através do fracionamento químico, como se dividem as principais formas de fósforo adsorvidas ao sedimento quanto a sua labilidade. Será usada a classificação de fósforo biológico e geoquímico como indicador da origem dos sedimentos de distintos usos do solo.

## **5 ESTUDO I**

# **DESSORÇÃO DE FÓSFORO DE SEDIMENTOS DE UMA PEQUENA BACIA HIDROGRÁFICA DE CABECEIRA EM AMBIENTES OXIDADO E REDUZIDO**

### **5.1 Introdução**

A ação humana altera os níveis de nutrientes no solo e na água de córregos, rios e mares (SHANG et al., 2007; LIU et al., 2005; ZHANG et al., 2008). O impacto do homem no que se refere ao aporte de nutrientes para o sistema aquático tem dois tipos de fontes: pontual ou difusa. A primeira engloba descartes de resíduos com alta carga orgânica oriunda de lodo de esgoto doméstico, lodos industriais e dejetos de animais, sendo identificadas principalmente próximas a cidades, áreas industriais ou zonas rurais onde há confinamentos. A segunda fonte é caracterizada pelo aporte de nutrientes oriundos de áreas agrícolas, onde a prática da fertilização do solo, principalmente com fertilizantes minerais, aumenta os níveis desses nutrientes (SHARPLEY et al., 1994; SHARPLEY et al., 1996; SIMS et al., 1998).

O solo agrícola é uma fonte considerável de sedimento que ao ser carregado até córregos ou rios atuam no assoreamento e fornecimento de nutrientes (BROOKS et al., 1991). Em áreas agrícolas, a erosão hídrica desagrega o solo e transporta partículas seletivamente, ou seja, aquelas com menor tamanho e peso são mais facilmente movimentadas através do terreno (RESCK et al., 1980; TÁVORA et al., 1985). Esse caráter seletivo faz com que o impacto de áreas agrícolas seja considerável, pois os fertilizantes são aplicados na camada superficial do solo e os nutrientes são sorvidos principalmente por partículas menores, pois estas possuem grande área em relação a seu volume, e constitui a porção transferida com mais facilidade para o sistema aquático.

A dinâmica dos nutrientes ligados ao sedimento é diferente da encontrada no solo devido a mudança no ambiente no entorno das partículas (SONDERGAARD, 2003). Quando as partículas são transferidas do solo para a água, vários agentes passam a atuar, alterando a força de ligação entre o fosfato e os sítios de adsorção, entre eles estão o pH, o Eh, a concentração de outros nutrientes, a velocidade da água e a presença de microorganismos (STUMM et al., 1996). Na água, por exemplo, o pH normalmente é maior que no solo, o que enfraquece as forças de ligação do fosfato, uma vez que há maior atividade de grupos

hidroxila próximo ao sítio de adsorção. No solo o fosfato quimiossorve-se a óxidos através de adsorção em sítios específicos. Também pode ocorrer atração com minerais 2:1, onde a ligação é de menor energia por ser de caráter mais eletrostático do que propriamente químico. Essa peculiaridade resulta em uma liberação mais fácil do fosfato ligado em minerais 2:1 do que aquele adsorvido em óxidos porque os metais que compõe a estrutura dos óxidos encontram-se em suas formas oxidadas.

No entanto, quando submetido a ambientes reduzidos, os óxidos podem liberar o fosfato ligado especificamente, pois a pressão de oxigênio é muitas vezes menor que no ar, e em locais de deposição de sedimento, como fundo de lagos, a atividade de elétrons é tão baixa que alguns microorganismos utilizam esses metais como acceptor final dos elétrons da cadeia respiratória (BOHN, 1971). O metal reduzido não é capaz de sustentar a estrutura que mantém o fosfato ligado devido à desestabilização e posterior rompimento da ligação fosfato-mineral como consequência do aporte de elétrons, resultando na liberação do fósforo para o ambiente. Além disso, como as partículas estão rodeadas por água, o acesso de microorganismos é facilitado, bem como aumentam as chances de ocorrerem reações químicas com outros compostos.

O enriquecimento da água pelo aporte de nutrientes, principalmente o fósforo, pode levar a eutrofização (YANG et al., 2008). Esse processo ocorre pelo fornecimento de fatores até então limitantes ao aumento da biomassa, o que resulta no “florescimento” de algas, que aumenta o consumo do oxigênio dissolvido, levando à morte outros organismos como os peixes. Como resultado da decomposição, mais oxigênio é consumido, agravando a situação estabelecida e instalando um ciclo de mortandade e diminuição da população autóctone, o que causa a impossibilidade da utilização da água para consumo, lazer ou qualquer outro fim (DANIEL et al., 1998). A reversão desse cenário é extremamente onerosa, caracterizando a eutrofização como um fenômeno de desequilíbrio ambiental de elevado custo ambiental, social e econômico.

O presente trabalho tem por objetivo caracterizar a dessorção de fósforo do sedimento em ambiente oxidado e reduzido e determinar sua inter-relação no processo de contaminação hidrográfica pelos sedimentos fluviais transportados por escoamento superficial em uma pequena bacia hidrográfica rural, em função do manejo do solo e cobertura vegetal.

## 5.2 Material e métodos

A presente dissertação faz parte de uma série de trabalhos que vem sendo desenvolvido na pequena bacia hidrográfica rural (PBHR) na localidade de Nova Boêmia, Agudo, Rio Grande do Sul. Dentre os trabalhos realizados destacam-se as pesquisas em monitoramento da qualidade da água superficial, avaliação da sustentabilidade dos sistemas de produção adotados e indicação de possíveis melhorias e estudos sobre a dinâmica de nutrientes na água, em especial o fósforo.

### 5.2.1 Local de estudo

#### *Localização geográfica e ambiental*

As coletas de sedimento foram realizadas no Arroio Lino, que constitui o exudório principal da PBHR localizada na comunidade de Nova Boêmia no município de Agudo, Rio Grande do Sul, Brasil (entre as coordenadas 29° 30' S e 53° 15' O). A região situa-se na Encosta Basáltica da Formação Serra Geral (BIGARRELLA, 2003), marcando a transição entre o Planalto e a Depressão Central do Rio Grande do Sul. O relevo dessa paisagem é montanhoso, com altitude variando de 120 a 480 metros. As escarpas dos morros são constituídas de rampas longas e declivosas, que fazem com que a água de drenagem alcance rapidamente alta energia cinética e, conseqüentemente, alta capacidade de transporte de partículas durante os eventos pluviométricos.

A vegetação natural predominante é de Floresta Estacional Decidual, sendo que, segundo Marchiori (2002), pouco resta da formação nativa, que tem sido sistematicamente retirada pelos habitantes desta região para plantio de fumo e como fonte de energia para os fornos de secagem das folhas. O clima da região é subtropical úmido – Cfa, segundo a classificação de Köppen. A temperatura média anual não excede 20°C. A precipitação anual varia de 1300 a 1800 mm ano<sup>-1</sup>, com as chuvas mais concentradas nos meses de inverno e as mais intensas nos meses de primavera.

Dalmolin et al. (2004) fizeram levantamento semi-detalhado dos solos da PBHR. Desse estudo, ressalta-se a grande variedade de solos encontrados no local, com predominância de Neossolo Litólico eutrófico chernossólico, Neossolo Quartzarênico órtico típico, Chernossolo Argilúvico férrico típico e de associações entre estes tipos. Os solos encontrados são pedogeneticamente jovens, resultado da taxa de saída de massa similar à de



formação, o que, aliado ao relevo acidentado e às precipitações, torna os solos dessa região naturalmente suscetíveis a perdas por erosão hídrica. Esses fatores podem determinar a perda da camada arável, impossibilitando seu uso para agricultura. Dessa forma, o conjunto de características faz com que a maioria dos solos enquadrem-se nas classes 4 e 5 quanto à aptidão agrícola, consideradas inaptas ao uso agrícola, devendo ser destinadas a áreas de proteção permanente, reflorestamento ou pastagem natural.

A rede de drenagem do local do estudo é bastante complexa e heterogênea. Como se trata de uma bacia de cabeceira, há uma série de nascentes naturais nas escarpas dos morros, que atuam como ponto de partida para pequenos cursos de água que se avolumam conforme recebem outras contribuições. Há ainda muitos canais de água que se formam durante as chuvas e correm por caminhos preferenciais escavados pela própria água da chuva ou pelos agricultores, que deságuam nos riachos principais da bacia. As estradas também atuam como importantes canais carreadores da água da chuva. Nota-se ainda que devido ao solo raso e desnudo, às inclinações e comprimentos de rampas e falta de um planejamento paisagístico para escoamento da água de enxurradas, a altura da lâmina de água, em pontos a jusante, pode aumentar mais de cem vezes em um curto espaço de tempo.

### *5.2.2 Pontos de amostragem*

A bacia de captação de água da PBHR é composta por um braço principal<sup>1</sup> (BP) que é alimentado por dois braços menores, formados pela integração de uma diversidade de contribuintes. Quando o projeto ao qual este estudo está vinculado se iniciou, foi instalada uma calha tipo Parshall no arroio principal, logo abaixo da união entre os dois braços. Por integrar e representar o sedimento de várias fontes (mata, estrada, lavouras, etc) a calha foi escolhida inicialmente como o ponto para coleta.

Os pontos descritos a seguir seguem levantamento e compilação publicados por Pellegrini (2005) e observações de campo realizadas durante o período do presente estudo. A PBHR de Arroio Lino, foi subdividida em microbacias de drenagem de forma que cada segmento representasse um uso diferente do solo. A escolha dos locais de amostragem deu-se

---

<sup>1</sup> Devido a complexidade e heterogeneidade dos cursos de água que compõe a PBHR optou-se por referir-se ao braço principal como arroio, aos seus dois braços como afluentes e aos formadores dos braços, que são de menor monta, como córregos.

de forma a contemplar essas diferentes formas de utilização do solo ao longo dos dois braços que contribuem para a formação do arroio principal.

A subdivisão dos segmentos foi feita a partir de fotografias aéreas e de caminhamento local. A partir de imagens aéreas foi realizada uma incursão a campo com a finalidade de delimitar mais precisamente os divisores de água e o uso do solo de cada segmento, o que foi realizado com a aquisição das coordenadas através de um aparelho de navegação GPS. Os dados obtidos foram manipulados no software Arcview, por meio do qual confeccionaram-se os mapas dos dois braços de drenagem com a localização dos pontos de amostragem (COPETTI, 2002), bem como o uso do solo em cada segmento (Figura 5.1).

Foram consideradas sedes das propriedades as benfeitorias, como casa, estufas, chiqueiros, e estábulos, a horta, o pomar, as pequenas lavouras de subsistência, etc. Estas áreas estão localizadas predominantemente, próximas a rede de drenagem, o que resulta em fontes de poluição pontual devido ao descarte, sem tratamento, de dejetos de animais. Em alguns casos, o próprio esgoto doméstico e cloacal é lançado diretamente no curso de água adjacente.

Observou-se que nas áreas em que há reflorestamento na PBHR, a espécie utilizada é o eucalipto. A sua madeira é matéria prima para queima nos fornos das estufas durante o período de secagem das folhas do fumo. No entanto, os produtores relatam que a quantidade de madeira necessária para esse processo não é suprida totalmente por esta espécie, o que leva ao desmatamento de áreas ocupadas por mata nativa. A pressão sobre a vegetação natural se expressa também pela sua conversão em novas áreas de plantio, o que pode ser verificada pelas áreas de queimadas, que darão lugar a lavouras.

As pastagens perenes localizam-se, principalmente, em locais onde o plantio de fumo é mais difícil, compreendendo alguns dos terrenos mais inclinados e pedregosos da PBHR e o entorno dos córregos, onde a mata ciliar já foi derrubada.

O cultivo do fumo, como é a principal fonte de renda dos agricultores, é realizada nas melhores terras. Mas a realidade é que a maioria das lavouras localiza-se em áreas impróprias para o uso a que são destinadas, devido à declividade do terreno e a profundidade do solo. Muitas vezes não se adotam práticas conservacionistas como terraceamento, cultivo em faixas e manutenção da cobertura vegetal. Esse quadro, aliado aos usos intensos de fertilizantes e agrotóxicos, faz com que as lavouras tornem-se fontes importantes de poluição difusa. O solo erodido desses ambientes é carregado para o sistema de drenagem, o que faz com que, em situações agudas, as lavouras tenham que ser abandonadas pela impossibilidade do cultivo.

Como se pode observar na Figura 5.1 há um grande número de estradas na PBHR, que servem de locomoção à comunidade, além de determinar o trajeto seguido pela água de drenagem. Esse complexo conjunto de caminhos pode ser dividido em estradas mais largas de chão batido que têm por finalidade ligar as propriedades e corredores menores localizados basicamente no interior das lavouras que servem para facilitar o deslocamento entre as glebas de fumo. Esse sistema de comunicação muitas vezes é construído no sentido do maior declive, o que facilita que a água das chuvas adquira mais energia cinética, e por conseqüência tenha maior efeito erosivo e carregue mais sedimento durante seu curso.

Como mencionado acima, o braço principal é formado pela junção de dois braços menores, o braço esquerdo (BE) e o braço direito (BD). O BD apresenta maior área coberta por vegetação natural e áreas com lavouras e pastagens menores em relação ao BE (PELLEGRINI, 2005; SEQUINATO, 2007). Apesar da tendência à diminuição de áreas cobertas por vegetação natural em detrimento da implantação de lavouras e pastagens ter sido verificada em ambos os braços, percebe-se que o BD ainda detém maior área coberta por vegetação natural (SEQUINATTO, 2007). Dessa forma, foram escolhidos pontos para coleta de sedimentos nesses dois braços, com a finalidade de verificar a relação do uso do solo com os sedimentos erodidos.

No braço esquerdo foi coletado sedimento em dois pontos a fim de representar duas sub-bacias com diferentes graus de antropização. A bacia localizada a montante, possui menor área relativa de lavoura e maior de floresta (20% e 71%, respectivamente) daquela que se encontra a jusante (24% de lavoura e 55% de lavoura), no entanto a última é considerada menos antropizada pela distribuição dos usos do solo dentro das propriedades.

O curso de água que drena a sub-bacia a montante apresenta área cultivada até seu leito logo em sua nascente. Posteriormente, a água passa por uma zona em que há considerável cobertura vegetal em suas margens, principalmente mata nativa. Mas imediatamente acima do local onde se instalou o coletor há uma área cultivada em relevo bastante acidentado que se estende até a água.

A água que flui para o ponto menos antropizado, a jusante do anterior, drena por uma grande diversidade de usos do solo. Sua nascente já sofre influência do cultivo até a margem, depois avança entre a mata para passar por um trecho mais curto de lavoura e reflorestamento e outro, mais longo, rodeado por pastagem perene. Além disso, aproximadamente na metade desse segmento ocupado pelo potreiro ocorre a junção do curso de água onde está instalado ponto de coleta descrito anteriormente.

O braço da direita é formado pela junção de dois córregos, um norte e outro sul, por isso foram instalados nesse braço quatro pontos de amostragem, dois deles no córrego norte, um no córrego sul e o quarto logo após a junção dos dois, ou seja, no braço direito propriamente dito.

Os pontos de coleta localizados no córrego norte foram distribuídos de tal maneira que o ponto a montante representa uma sub-bacia com 98% de sua superfície coberta por mata nativa, portanto a menos antropizada de toda a PBHR. A que se encontra a jusante tem 16% de lavoura, que estão dispostas perto do canal de escoamento de água ou exatamente adjacentes a este, além de uma área de 1,2% do total ocupada pela sede de uma propriedade.

No córrego sul, a sub-bacia na qual se fez a coleta possui 11,9% ocupada por lavouras, 78,3% por cobertura florestal e 2,2% por estradas. Apesar da grande área florestada o curso de água recebe grande influência das lavouras, que se localizam muito próximas a ele, e depois segue por uma área com pastagem perene adjacente e por último corre ladeado pela mata nativa até atingir o ponto onde se realizaram as coletas.

O quarto ponto é o que se localiza mais a jusante no braço direito, em um trecho logo abaixo da junção dos córregos norte e sul, representando a integralização das sub-bacias desse braço.

Para fins de apresentação dos resultados obtidos e sua discussão foram arbitradas as seguintes denominações aos pontos de coleta que representam as sub-bacias:

- os dois pontos de coleta do afluente esquerdo: “mais antropizado” o localizado a montante e “menos antropizado” o que fica a jusante;
- os quatro pontos de coleta do afluente direito: “não antropizado” o ponto a montante no córrego norte, “antropizado N”; o ponto a jusante no córrego norte, “antropizado S”; o ponto localizado no córrego sul e “convergente” o ponto abaixo da junção dos riachos norte e sul.

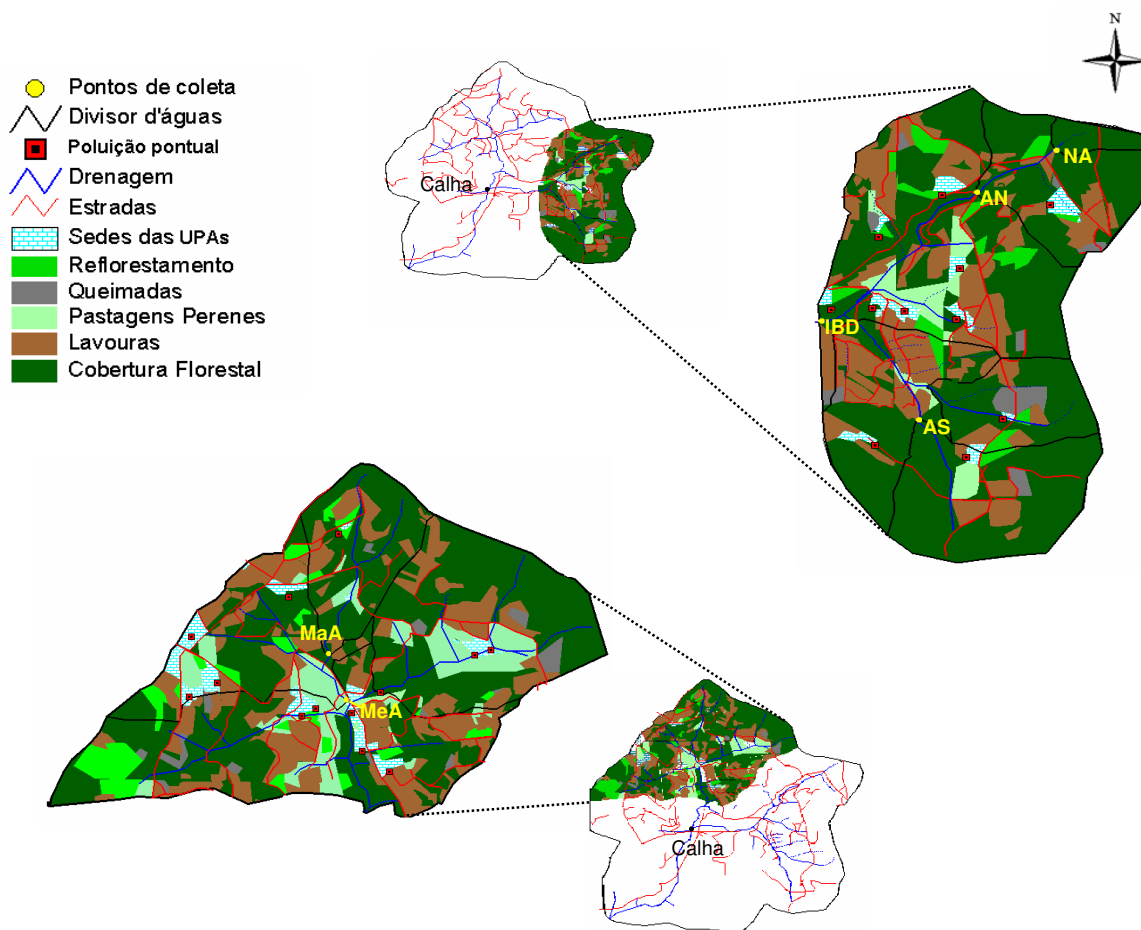


Figura 5.1 – Localização dos pontos de coleta de amostra no exudório principal e nos braços esquerdo e direito da PBHR do Arroio Lino, Agudo – RS. NA – não antropizado AN – antropizado norte; IBD – integrador braço direito; A – antropizado sul; MaA – mais antropizado; MeA – menos antropizado; UPAs – unidades de produção agropecuária. (Adaptado de COPETTI, 2002).

### 5.2.3 Épocas de amostragem

A cultura do fumo apresenta manejo bastante característico, desde seu plantio até a colheita, dessa forma foram escolhidas três épocas de amostragem com a finalidade de representar fases distintas do uso predominante do solo na PBHR. A data dessas coletas era determinada pelo manejo empregado pela maioria dos agricultores nas lavouras de fumo quando ocorria um evento pluviométrico. Dessa forma, a primeira coleta foi realizada durante a colheita da safra de 2007/2008, a segunda durante o período de pousio hibernar (2008) e a terceira durante o período de plantio e aterramento do fumo da safra 2008/2009.

No período que antecedia cada coleta, era realizado um cuidadoso monitoramento da previsão de ocorrência de evento pluviométrico. Quando havia a probabilidade de ocorrência de precipitação era instalada em um ponto central da PBHR uma estação meteorológica. Esse equipamento foi programado para registrar os dados de pluviosidade a cada dez minutos, que foram manipulados no software WeatherLink versão 5.5.1, obtendo-se os valores de precipitação acumulada e intensidade do fenômeno no tempo, a partir dos quais construíram-se os gráficos característicos de cada evento.

#### 5.2.4 Estratégia de amostragem

Nos segmentos apresentados anteriormente, a amostragem foi feita através da adaptação da técnica chamada *rising-stage sampler*, desenvolvida por Faria (2000). A metodologia utilizada baseia-se nas adaptações feitas por Pellegrini (2005) e consta na captação automática de água e de sedimentos em suspensão conforme haja ascensão no nível da água. Para isso foram fixadas em um suporte de madeira, rigidamente fixo no leito, duas mangueiras de plástico que se localizavam cinco centímetros acima do nível de base do córrego, de forma que quando a água atingisse essa marca ela entrasse na mangueira e, por gravidade, fosse conduzida a um recipiente localizado em uma cota inferior do terreno. Nesse recipiente foi instalada outra mangueira, de menor calibre, que atuava como respiro, expulsando o ar de dentro à medida que o recipiente era preenchido com a amostra. A tampa onde essas mangueiras estavam fixadas foi vedada com cola de silicone para evitar a entrada de outro material senão a amostra. O conjunto de mangas mais vasilhame foi fixado às paredes do curso de água com barras de ferro e arame de aço para que não fossem danificados pela força da enxurrada.

Após o evento pluviométrico, os recipientes com as amostras foram retirados dos seus locais e imediatamente levados até o Laboratório de Química e Fertilidade do Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria, onde foram analisadas.

Na calha, tipo Parshall, localizada-se no braço principal da PBHR do Arroio Lino, foram realizadas leituras da altura da lâmina de água para cálculo de vazão do riacho. Na parede da calha existem pontos para fixação de uma régua que permite a leitura do nível da água. Sequinatto (2007) obteve que a curva chave que descreve a vazão na calha a partir da altura da água medida na régua é dada por

$$Vazão = 10,544 h^{1,267}$$

(2)

onde a vazão é expressa em  $m^3 s^{-1}$  e  $h$  representa a altura de lâmina de água em m. O coeficiente de determinação ( $r^2$ ) encontrado pela autora foi de 0,9816.

Foram realizadas duas coletas simultâneas na calha, uma visando determinar a concentração de sedimento em relação à vazão e a outra contemplando as demais análises, ambas foram executadas manualmente. Para a coleta de sedimento visando determinar a concentração de sedimento foi utilizada uma adaptação do amostrador de integração vertical US DH-48. A ponta do amostrador é constituída de polímero plástico altamente resistente, que tem um encaixe para haste de metal, através da qual se realiza o manuseio. A entrada da água com sedimento acontece por um bico com diâmetro  $\frac{1}{4}$  de polegada, onde em sua porção posterior há um respiro. Na extremidade oposta ao bico, o amostrador possui um sistema de rosca com vedação de borracha que permite o encaixe do recipiente de armazenamento da amostra. Este é constituído de um frasco cilíndrico de vidro, com capacidade de 500 ml. Coletou-se um volume de suspensão de 500 ml para cada dois centímetros de subida da lâmina de água.

A coleta para as demais análises foi realizada concomitantemente a descrita acima. Esta segunda amostragem dividiu o evento pluviométrico nas fases inicial, média e final. A fase inicial consistia no período em que a lâmina de água apresentava-se em ascensão, a fase média foi o momento onde a vazão foi máxima (maior altura de lâmina de água) e a fase final caracterizou-se pela diminuição da vazão. Neste trabalho as fases inicial, intermediária e final são chamadas de fase A (FA), fase B (FB) e fase C (FC), respectivamente. Conforme se constatava alteração no nível da leitura na régua, indicando modificação na altura da lâmina de água, iam sendo coletadas subamostras, as quais viriam a compor uma amostra individual e representativa de cada fase.

### 5.2.5 Análises laboratoriais

As amostras foram coletadas e imediatamente transportadas para o Laboratório de Química e Fertilidade do Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria, onde foram realizadas as análises apresentadas neste estudo.

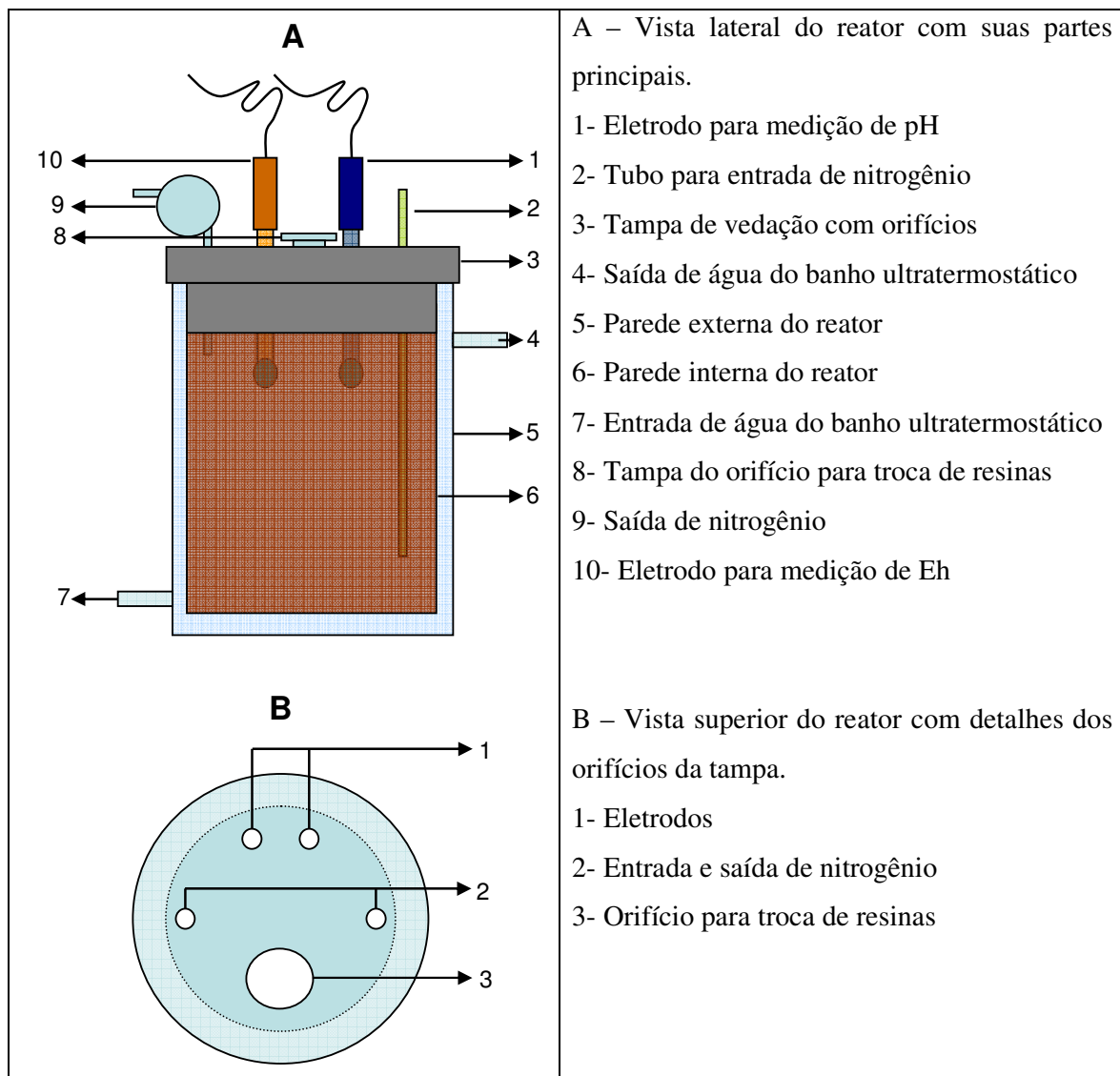
De imediato foram realizadas leituras de pH e condutividade elétrica. A partir das amostras de campo retiraram-se alíquotas das quais uma foi seca a 60°C, outra forneceu material para análise de textura e por fim uma para as análises de dessorção. A porção seca a 60°C foi utilizada para determinar os teores de ferro, manganês e alumínio extraídos por ditionito-citrato-bicarbonato de sódio (EMBRAPA, 1997) e por oxalato de amônia (TEDESCO et al., 1995) e de carbono orgânico total (COT). O teor de COT foi determinado em um autoanalisador elementar modelo Flash 1112. Para determinação da proporção das frações areia, silte e argila. A fração maior foi separada por tamisagem em uma peneira com malha 53 µm. Para a separação das frações silte (53 a 2 µm) e argila (< 2µm) as amostras foram centrifugadas a 800 rpm por 5 minutos em tubos de vidro com capacidade para 250 ml, para acelerar a sedimentação, e a determinação foi feita com base na Lei de Stokes (adaptado de ROBERT et al., 1974 e BORTOLUZZI, 2006). Para a determinação da concentração de sedimento na água, os frascos de vidro com as amostras foram pesados e levados à estufa a 105°C, para evaporação da água. Após secagem completa os frascos foram colocados em dessecador para atingirem a temperatura ambiente sem adquirir umidade, e foram pesados novamente. Após a pesagem o sedimento foi retirado dos frascos, os quais passaram pelo processo de secagem e pesagem descritas acima. Por diferença entre as pesagens obteve-se o peso de água, o peso do sedimento e o peso do vidro, o que possibilitou que se calculasse a concentração de sedimento no decorrer da variação de lâmina de água do arroio.

O fósforo total foi determinado pela metodologia proposta por Brookes & Polwson (1982), que consiste na digestão da amostra em ambiente ácido ( $H_2SO_4 + H_2O_2$ ) na presença de  $MgCl_2$  saturado. A digestão foi realizada com 0,05 g de sedimento seco em estufa a 60°C. A determinação do teor de fósforo foi realizada conforme Murphy & Riley (1962).

A dessorção de fósforo do sedimento foi efetuada em ambiente oxidado, obtido pela exposição das amostras à atmosfera do laboratório e em ambiente reduzido, com ausência de oxigênio. Este último foi obtido através da construção de um sistema para criar essa condição, uma vez que não foi encontrado no mercado um equipamento específico que atendesse essas necessidades. As necessidades eram (a) estimar a quantidade de fósforo dessorvida dos sedimentos, (b) manter um ambiente com ausência de oxigênio, (c) monitorar as condições de oxi redução, (d) colocar e retirar um suporte com conjunto de resinas diariamente, (e) propiciar o melhor contato possível entre a solução água + sedimento com as RTA. Foi com o intuito de atender essas demandas que se construíram em triplicata os reatores biogeoquímicos e o aparato auxiliar, conforme descrito a seguir.



O reator foi construído a partir de dois béqueres de tamanhos diferentes soldados um ao outro pelas suas aberturas, de forma que o recipiente maior criasse uma parede ao redor do menor. No béquer de fora se colocou bocais para acoplamento de mangueiras por onde circulava água, entre os dois recipientes, com o intuito de manter a temperatura do sistema. A construção do reator foi feita no laboratório de vidros do Instituto de Física da Universidade Federal de Porto Alegre. Como complemento ao reator foram construídas tampas que atendessem aos requisitos especificados. Para isso elas continham cinco orifícios: um para entrada e um para saída de nitrogênio, dois para inserção de eletrodos para monitoramento da condição redox e pH e um para possibilitar a troca das RTA. Essas tampas foram dimensionadas para encaixar com precisão na parte superior dos reatores. O desenho do projeto foi levado ao Núcleo de Usinagem de Materiais da Universidade Federal de Santa Maria, onde as tampas foram confeccionadas em polímero plástico de alta resistência. A Figura 5.2 mostra, esquematicamente, o reator e suas partes principais.



**Figura 5.2 – Vista lateral e superior do reator redox com indicação das suas partes principais.**

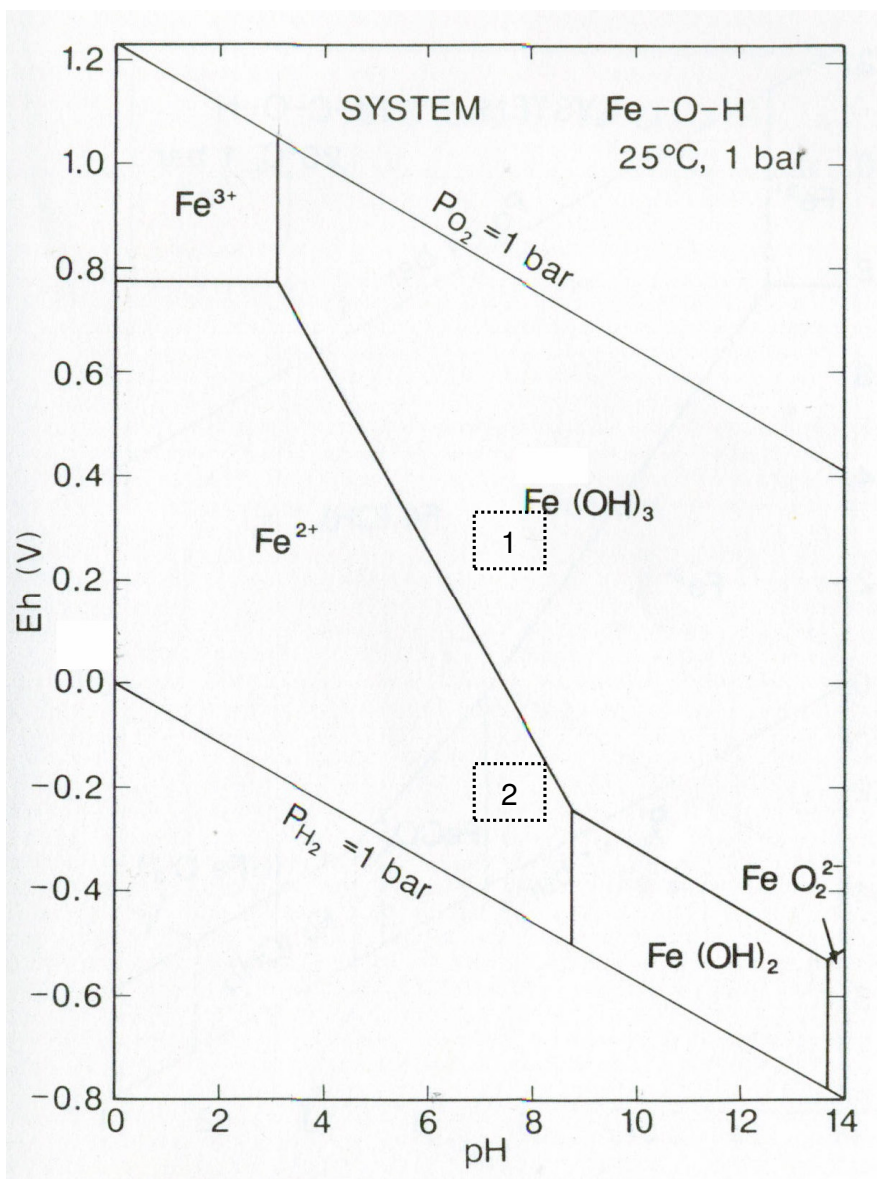
Para garantir a obtenção e a manutenção da atmosfera ausente de oxigênio foi necessária a manutenção de um fluxo constante de gás nitrogênio, na sua forma molecular e inerte e de uma boa vedação da junção das tampas com os reatores. O fluxo de gás foi garantido pela presença de um reservatório tubular pressurizado, a partir do qual o nitrogênio foi conduzido por tubulação até os reatores. Para garantir que a pressão fosse constante em cada uma das três células lançou-se mão da instalação de uma mangueira na saída de cada uma das válvulas que controlava o fluxo de entrada para os reatores. Essas mangueiras foram preenchidas parcialmente com água, que formou uma coluna que era deslocada conforme se alterava a pressão global do sistema.

As medidas de oxi-redução foram realizadas com eletrodo redox combinado, composto por anel de platina e eletrodo de prata cloreto de prata (AgCl/KCl). As medidas foram expressas em  $E_{\text{redox}}$ , que é a medida de leitura obtida diretamente e expressa em mV. O valor de  $E_{\text{redox}}$  é 200 unidades menor que o Eh, relacionando-se da seguinte forma:  $Eh = E_{\text{redox}} - 200$ . Foram estabelecidas duas faixas de Eh para o desenvolvimento do trabalho, uma oxidada e outra reduzida. A primeira situou-se em  $E_{\text{redox}}$  médio de +200 mV, com variações máximas entre +250 mV e +150 mV, enquanto a faixa reduzida foi conduzida em  $E_{\text{redox}}$  médio de -200 mV, com amplitudes dentro do intervalo de -250 mV até -150 mV. Ou seja, as faixas de trabalho em Eh situaram-se de +450 mV a +350 mV em ambiente oxidado e entre +50 mV e -50 mV em ambiente reduzido. A Figura 5.3 mostra onde se localizam as faixas de trabalho dentro do diagrama de Eh-pH para o sistema Fe-O-H, assumindo  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  como fase estável e a atividade de Fe solúvel igual a  $10^{-6}$  (Brookins, 1988).

Além do eletrodo redox, foi utilizado um eletrodo para monitorar o pH. Os valores em que as amostras estabilizaram-se foram sempre um pouco superiores a neutralidade, em uma faixa que variou entre 6,8 e 8,1.

A temperatura das amostras foi mantida entre 25°C e 26°C através da circulação de água entre as paredes dos reatores. Esse processo foi garantido pelo banho ultratermostático, capaz de manter a temperatura constante e bombear a água com alta velocidade por uma tubulação que passava pelos três reatores.

O sistema construído e descrito acima não se restringe para a situação específica que foi realizada este estudo. Outras possíveis utilizações são, a exemplo deste, estudos da dinâmica de elementos em água, efeitos da redução em solos alagados, controle das condições para crescimento microbiano e controle do ambiente para estudos em solos e, inclusive em outros materiais.



**Figura 5.3 – Diagrama Eh-pH para o sistema Fe-O-H e localização das faixas de trabalho. 1 = faixa de ambiente oxidado; 2 = faixa de ambiente reduzido. Atividade de Fe dissolvido =  $10^{-6}$ .**

A partir da amostra de campo homogeneizada, foram retirados 350 ml e acondicionados em béqueres para estabilização das condições redox. No interior desses recipientes havia agitadores magnéticos que mantinham a solução homogênea. Para extração de fósforo foram utilizados pares de resinas trocadoras de ânions e resinas trocadoras de cátions (RTA + RTC), que foram adaptadas em um suporte para que não tocassem umas nas outras e permitissem o contato de toda a superfície com a solução. Essas resinas foram mantidas na amostra durante 16 horas. Após esse período elas eram retiradas do suporte,

lavadas com água destilada e colocadas individualmente em tubos de ensaio com 10 ml de HCl 0,5 mol l<sup>-1</sup>, onde permaneciam em repouso por 90 minutos. Depois os tubos foram tampados e agitados em agitador horizontal durante 30 minutos. Por fim foi determinado o teor de fósforo no extrato ácido pela metodologia de Murphy & Riley (1962) e as resinas eram recuperadas segundo metodologia de Miola (1995). Esse procedimento foi repetido até o teor de fósforo na solução estabilizar-se próximo a zero, o que foi alcançado com 6 extrações. Quando se procediam as trocas das resinas, no sistema reduzido, o E<sub>redox</sub> apresentava um aumento médio da ordem de 50 mV.

A partir dos dados do teor de fósforo extraído pela RTA em cada tempo foram calculados os teores de fósforo particulado biodisponível, equivalente a quantidade de fósforo dessorvido na primeira extração. Os valores de fósforo particulado e de fósforo particulado potencialmente biodisponível foram estimados no software SAS V8 a partir da equação de McKean & Warren (1995):

$$P_{des} = \beta - (\beta - \alpha)e^{-\lambda t} \quad (2)$$

onde  $\beta$  é o fósforo particulado potencialmente biodisponível,  $\alpha$  o fósforo biodisponível particulado,  $\lambda$  é a taxa de dessorção constante de fósforo e  $t$  é o tempo de extração em 24 horas.

Os dados foram analisados estatisticamente por análise multivariada através da técnica de Análise de Componentes Principais (ACP) pelo software Canoco for Windows v. 4.5.

### 5.3 Resultados e discussão

#### 5.3.1 Concentração de sedimento e de fósforo total nos sedimentos coletados na calha

A concentração de sedimento transferido entre os sistemas terrestre e aquático e os teores de fósforo total foi mais dependente das características do evento pluviométrico do que do uso do solo, como visto também por Martins et al. (2003) e Beutler et al. (2003). Dentre as características utilizadas para caracterizar o evento nota-se que tanto a quantidade de sedimento como o teor de fósforo total foram maiores à medida que os eventos apresentaram maiores volumes precipitados e intensidade (Tabela 5.1).

O resultado esperado era que durante a época de transplante-aterramento do fumo as transferências de sedimento fossem maiores que na pós-colheita e no pousio hibernal, devido ao solo estar revolvido e com menor proteção. No entanto, o que se encontrou foram valores de concentração de sedimento e fósforo total superiores na época de pousio hibernal. Esse aparente contra-senso é sanado quando analisamos os dados que caracterizam os eventos pluviométricos, em especial a precipitação ocorrida e a intensidade máxima registrada, que foram mais intensas na época de pousio.

**Tabela 5.1 – Variáveis pluviométricas, concentração de sedimento na água e de fósforo total no sedimento do exudório principal do Arroio Lino em três eventos pluviométricos durante três fases de vazão do arroio.**

Variáveis pluviométricas / Fases de vazão do arroio	Época de coleta das amostras de sedimento		
	Pousio hibernal (abr 2008)	Transplante – tarramento (ago 2008)	Pós-colheita (fev 2008)
Precipitação, mm	55	38	14
Intensidade média, mm h <sup>-1</sup>	47	17	42
Intensidade máxima, mm h <sup>-1</sup>	192	124	49
	Concentração de sedimento, g l <sup>-1</sup>		
Ascendente	4,8	1,7	0,7
Máxima vazão	13,5	2,1	2,6
Descendente	5,3	1,1	1,2
	Fósforo total, mg kg <sup>-1</sup>		
Ascendente	1093	926	739
Máxima vazão	1124	1167	1044
Descendente	933	1315	1152

Na tabela acima nota-se que a precipitação no período de pousio foi de 55 mm, enquanto nos períodos de aterramento e pós-colheita foram de 38 e 14 mm, respectivamente. Da mesma forma, a intensidade máxima foi superior na coleta realizada durante o pousio, 192 mm h<sup>-1</sup>, contra 124 no aterramento e 49 na pós-colheita, respectivamente. Nesse sentido, os dados apontam influência da precipitação e intensidade máxima sobre os valores de concentração de sedimento e teores de fósforo total, sendo que as características do evento pluviométrico parecem afetar a transferência de sedimento e o teor de fósforo total.

Independente da época em que foi realizada a coleta nota-se que a maior concentração de sedimento coincide com o momento de maior vazão, o que indica que quanto maior for a vazão máxima e quanto mais tempo ela durar maior tende a ser a perda de sedimento. Esses resultados vão ao encontro dos de Minella (2004), mostra que a concentração de sedimento foi a única que se correlacionou significativamente com as variáveis hidrológicas, entre elas a vazão máxima instantânea. No entanto, esse mesmo raciocínio não pode ser empregado para os teores de fósforo total durante as épocas de aterramento e pós-colheita, pois os valores mais elevados foram encontrados na fase descendente da lâmina de água. Esse comportamento pode estar ligado a fonte e a ordem de chegada do sedimento até a calha. Como mostra Pellegrini (2005), as primeiras partículas que chegam à calha são as das estradas, devido a sua facilidade de acessar o sistema de drenagem, ao passo que o sedimento oriundo das lavouras tende a retardar sua chegada devido ao maior número de obstáculos que deve enfrentar. Deve-se ressaltar aqui, que muito do sedimento que está na estrada foi o que outrora saiu das lavouras, mas não completou seu caminho até o sistema de drenagem, depositando-se no leito da intrincada malha de caminhos e, portanto, podem ser partículas que possuem moléculas de fosfato adsorvidas aos seus sítios. Machado et al. (2003), estudando a dinâmica de sedimento em uma bacia hidrográfica, encontraram que em sub-bacias onde as condições de relevo eram propícias, houve mais deposição do que saída de partículas do sistema.

Durante o pousio hibernar, a maior entrada de fósforo total no arroio principal se deu durante a vazão máxima, mas nas épocas relacionadas com o cultivo do fumo (transplante-aterramento e pós-colheita), os valores de fósforo total vão aumentando da ascensão até o decréscimo da lâmina de água, o que provavelmente está relacionado à chegada do sedimento mais enriquecido, oriundo das áreas de lavoura que receberam adubação, na fase final da enxurrada.

As épocas de coleta, que representam diferentes usos predominantes do solo da PBRH, explicaram 37,5 % da variabilidade total dos padrões observados para concentração de sedimentos e fósforo total. Deste valor, 48,4% já são explicados na componente principal 1 (CP1). As três épocas analisadas apresentaram padrões diversos para concentração de sedimentos e fósforo total (Figura 5.3).

A direção dos vetores indica que tanto a concentração de sedimento (CS) quanto o fósforo total (Pt) apresentaram baixa correlação com a época de pós-colheita. A principal correlação observada foi entre a concentração de sedimentos e a época de pousio hibernar, que apresentaram forte correlação positiva, indicando que essa época foi a que mais influenciou a

concentração de sedimentos, provavelmente em decorrência da precipitação ocorrida nessa ter sido mais intensa. O fósforo total também apresentou correlação com o pousio, embora não tão estreita quanto a concentração de sedimento. Já a época de transplante-aterramento do fumo apresentou a maior correlação com fósforo total, o que mostra a influência da aplicação de fertilizantes fosfatados sobre o sistema aquático. A época de pós-colheita teve uma baixa influência sobre os parâmetros analisados, o que pode ser observado pelo posicionamento dos vetores mais à esquerda e no quadrante negativo do diagrama da Figura 5.4.

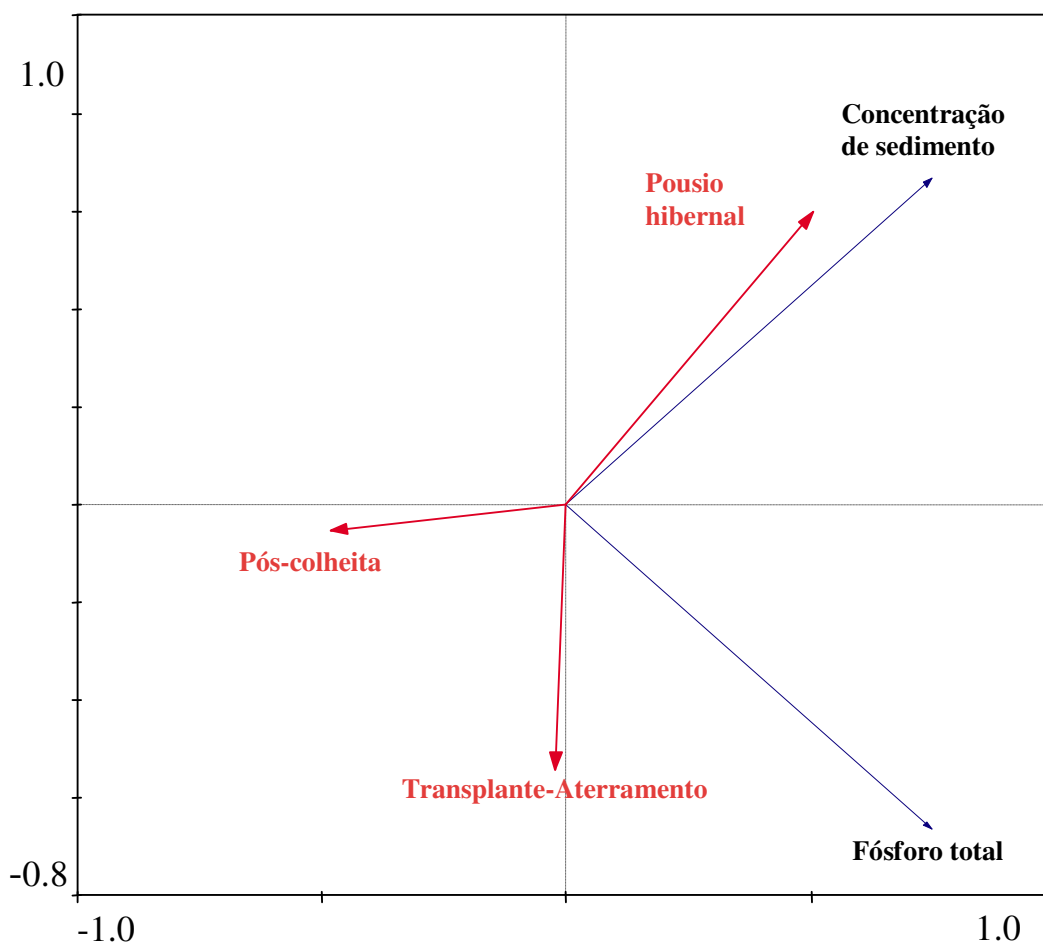


Figura 5.4 – Diagrama de ordenação produzido por Análise de Componentes Principais para relação entre épocas de cultivo e concentração de sedimentos e fósforo total.



### 5.3.2 Dessorção de fósforo de sedimentos coletados na calha em ambiente oxidado

O sedimento com maior teor de fósforo particulado biodisponível (Ppb) tende a atingir a calha principal na porção final da chuva (fases de máxima vazão e de diminuição da lâmina) e esses teores variam conforme o uso predominante do solo na PBHR. Os valores de Ppb dos sedimentos coletados no arroio principal, durante os três eventos pluviométricos e nas três alturas de lâmina de água, apresentaram grande amplitude entre si, variando de 15 até 322 mg kg<sup>-1</sup>. No entanto, considerando o mesmo evento, essa diferença foi de apenas 24 mg kg<sup>-1</sup> durante o pousio hibernar, 32 mg kg<sup>-1</sup> na precipitação ocorrida no período de pós-colheita e atinge 266 mg kg<sup>-1</sup> na coleta realizada no plantio e aterramento do fumo (Tabela 5.2).

Durante o período de pousio hibernar os teores de fósforo particulado biodisponível e de fósforo particulado potencialmente biodisponível não apresentaram correlação significativa com outros parâmetros como fósforo total, concentração de sedimento, textura e Fe<sub>d</sub> (Tabela 5.3). No entanto, nas coletas realizadas nas épocas de aterramento e de pós-colheita do fumo, houve correlação entre os teores de Ppb e Pppb com os teores de silte+argila, Fe<sub>d</sub>, concentração de sedimentos e fósforo total.

**Tabela 5.2 – Dessorção de fósforo de sedimentos em ambiente oxidado, coletados na calha do exudório principal do Arroio Lino em três eventos pluviométricos durante três fases de vazão do arroio.**

Fase da vazão do arroio	Época de coleta das amostras de sedimento		
	Pousio hibernar	Transplante - aterramento	Pós-colheita
	Fósforo particulado biodisponível, mg kg <sup>-1</sup>		
Ascendente	39,4 (27,1%)	56,0 (33,4%)	51,5 (33,1%)
Máxima vazão	15,3 (27,1%)	79,3 (30,9%)	81,8 (25,3%)
Descendente	26,0 (27,9%)	322,0 (42,2%)	83,9 (19,7%)
	Fósforo particulado potencialmente biodisponível, mg kg <sup>-1</sup>		
Ascendente	105,8	111,6	104,0
Máxima vazão	41,0	177,3	241,5
Descendente	67,2	441,7	342,3
	Taxa de dessorção de fósforo, mg dia <sup>-1</sup>		

Ascendente	0,150	0,267	0,144
Máxima vazão	0,160	0,306	0,148
Descendente	0,187	0,337	0,145

Esses resultados estão de acordo com o manejo de fertilização do solo utilizado na PBHR, que preconiza altas doses de adubo na ocasião do plantio do fumo, de tal forma que há uma elevação dos teores de fósforo no solo em épocas subsequentes a essa prática. Concomitantemente ao aumento de fósforo total há uma maior facilidade de dessorção desse nutriente, o que resulta na alta correlação entre os teores de fósforo total e de Ppb e Pppb, encontrada nos sedimentos coletados após o manejo da adubação (aterramento do fumo). Além disso, a alta correlação com os teores de  $Fe_d$  explicita a alta reatividade entre as moléculas de fosfato e os sítios dos óxidos de ferro, o que torna essas partículas importantes fornecedoras de fósforo na ocasião da dessorção.

Durante o período de colheita do fumo, o fósforo particulado biodisponível correlacionou-se melhor com os teores de Pt e de  $Fe_d$ , seguido da concentração de sedimento e silte e argila, respectivamente. O de fósforo particulado potencialmente biodisponível também mostrou alta correlação com Pt e  $Fe_d$ , mas não se correlacionou com concentração de sedimento e silte e argila.

**Tabela 5.3 – Correlação simples de Pearson entre as formas de fósforo (Ppb = particulado biodisponível; Pppb = particulado potencialmente biodisponível; Pt = total), a concentração de sedimento (CS), a granulometria (silte+argila), o teor de ferro ( $Fe_d$ ) e a taxa de dessorção constante ( $\lambda$ ) dos sedimentos coletados na pequena bacia hidrográfica rural do Arroio Lino de Nova Boêmia, Agudo – RS durante o ciclo da cultura do fumo.**

	Pt	CS	silte+argila	$Fe_d$	$\lambda$
Pousio hibernar					
Ppb	ns	ns	ns	ns	ns
Pppb	ns	ns	ns	ns	0,49
Pt		0,58	0,44	0,92	0,72
Transplante-aterramento					
Ppb	0,84	0,88	0,96	0,91	0,50

Pppb	0,89	0,82	0,98	0,95	0,36
Pt		ns	0,96	0,98	0,51
Pós-colheita					
Ppb	0,98	0,66	0,58	0,97	0,83
Pppb	0,98	ns	ns	0,99	0,98
Pt		0,93	0,41	0,99	0,83

ns = correlação R de Pearson não foi significativa a 95% de significância.

A análise mais cuidadosa das correlações com Ppb e Pppb aponta para uma dependência da presença de óxidos de ferro independentemente da época de coleta, indicando a ligação preferencial das moléculas de fosfato com esses óxidos e que conseqüentemente assumem papel importante no fornecimento de fósforo ao meio aquático. Porém, o aumento no valor do coeficiente de correlação do Ppb e do Pppb com fósforo total presente nos sedimentos coletados na fase do transplante - aterramento e na época de pós-colheita mostra que há concomitante elevação da importância do teor de fósforo remanescente no solo conforme ocorre o distanciamento temporal do manejo da adubação. Ainda, a correlação com concentração de sedimento e teores de silte e argila mostra que o sedimento transferido entre os sistemas terrestre e aquático, principalmente no período que sucede a fertilização do solo, é responsável por boa parte do fósforo transferido e que essa transferência dá-se sobremaneira na forma particulada, em especial nas partículas de menor tamanho. Essa relação entre tamanho de partículas e a composição mineralógica do sedimento também foram relatadas por Gonçalves (2007), que atribui a fraca ligação do fosfato no sedimento à predominância de minerais 2:1, especialmente esmectitas e ilitas.

A capacidade de dessorção rápida ou potencial de fósforo, dada pelos teores de fósforo particulado biodisponível e de fósforo particulado potencialmente biodisponível, são influenciados por diferentes fatores ligados às características quali-quantitativas do sedimento, o que está de acordo com estudo de Christophoridis (2006), que determina os principais componentes que influenciam a dessorção de fósforo de sedimentos. Dessa forma, o teor de fósforo total, que é utilizado como indicador da qualidade da água na legislação brasileira, correlaciona-se bem com a biodisponibilidade de fósforo apenas nas épocas do ano em que se realizam aplicações de fertilizantes ao solo. Além disso, os resultados da Tabela 5.2 indicam que o sedimento oriundo das lavouras atinge a calha durante a diminuição da lâmina de água, o que fica evidente na coleta realizada no plantio e aterramento do fumo,

quando se observa o alto teor de Ppb na diminuição da lâmina ( $322 \text{ mg kg}^{-1}$ ) se comparado com a ascensão e vazão máxima ( $56 \text{ mg kg}^{-1}$  e  $79,3 \text{ mg kg}^{-1}$ , respectivamente), indicando que o sedimento proveniente das lavouras recém adubadas chega, predominantemente, na fase final da enxurrada, na situação estudada.

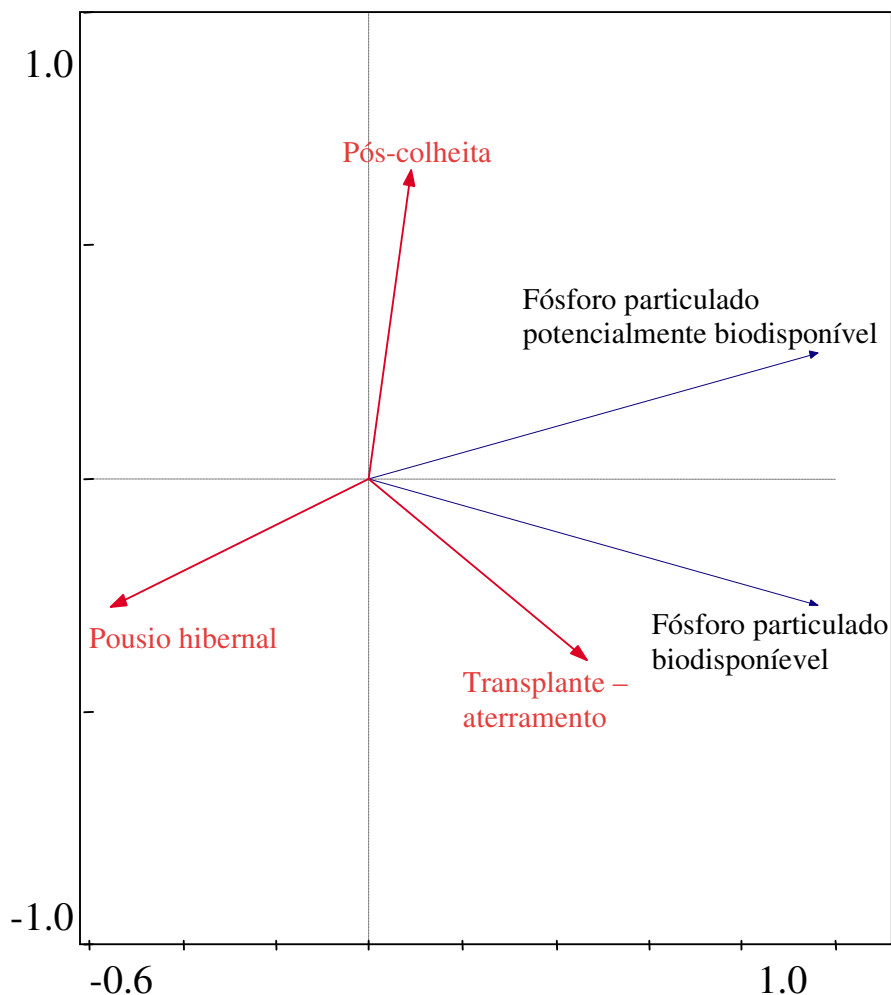
Da mesma forma, na pós-colheita do fumo os valores de Ppb são maiores no período que corresponde ao final do evento, apesar da diferença não ser tão acentuada como na época de aterramento, possivelmente devido ao fenômeno de adsorção continuada do fósforo pelas partículas coloidais na solução do solo. Pois após a aplicação do fertilizante ao solo inicia sua solubilização, então o contato das moléculas de fosfato com as partículas do solo, principalmente a fração coloidal, resulta em ligações químicas (quimiosorção). Em um primeiro momento a adsorção ocorre nos sítios com maior carga residual e com melhor conformação espacial, por isso são ditos mais ávidos, e em geral compreendem a face 110 (pelo sistema de Miller) do óxido de ferro goethita (PARFITT, 1978). Após a saturação desses sítios o fosfato liga-se a outros, com menor força de ligação. No entanto, devido ao desordenamento estrutural e a concentração de fosfato, com o passar do tempo o fósforo vai sendo adsorvido por sítios até então inacessíveis, o que resulta que quanto maior o período após a aplicação do fósforo, mais forte torna-se sua ligação com o solo. Assim, é possível entender porque na pós-colheita a amplitude entre os valores de Ppb e de Pppb não é tão grande como a encontrada durante o plantio e aterramento.

Mas essa lógica não é respeitada no período de pousio hibernar, sendo o maior valor de Ppb encontrado durante a ascensão da lâmina de água, diminuindo durante a vazão máxima e apresentando uma pequena elevação no período final da chuva. Essa diferença em relação aos outros dois eventos pode ser explicada em virtude da maior parte do solo utilizado para plantio de fumo encontrar-se cultivado com plantas de cobertura, o que diminui as perdas de solo nesse período. Além disso, a chuva ocorrida durante essa coleta foi de baixa intensidade, o que concorre para menor transferência de massa do sistema terrestre para o aquático, sendo que o sedimento dessa coleta foi oriundo predominantemente das estradas. Resultados similares foram obtidos por Sequinato (2007), que detectou que chuvas de alta intensidade e longa duração intensificam o processo de desagregação das partículas de solo e o posterior carregamento pela enxurrada até o sistema fluvial.

A taxa de dessorção de fósforo do sedimento ( $\lambda$ ) calculada para a coleta realizada durante o período de transplante e aterramento do fumo foi maior que nas duas outras coletas, o que pode ser explicado, em parte, pelo menor teor de ferro extraído por ditionito-citrato-

bicarbonato nessa coleta, pois a presença de óxidos de ferro atua no sentido de atenuar a dessorção de fósforo do sedimento, o que está de acordo com Schwertmann; Taylor (1989).

Grande parte da dessorção de fósforo ocorreu na primeira extração, representada como fósforo particulado biodisponível, variando de 25,3 a 33,1 % dos valores do total dessorvido na coleta realizada na pós-colheita do fumo; entre 27,1 e 27,9 % no pousio hibernar e de 30,9 a 42,2 % no período de plantio e aterramento do fumo (Tabela 5.2). Não parece haver uma tendência clara entre as fases de variação na lâmina de água, mas se nota maior capacidade de dessorção do fósforo do sedimento na época em que foi realizada a fertilização do solo e o transplante das mudas de fumo, como pode ser verificado observando os dados da Tabela 5.2. Atribui-se a alta capacidade de liberação do fósforo na primeira extração à baixa força de ligação entre este nutriente e as partículas constituintes do sedimento, sendo que na primeira extração o fósforo liberado é o mais lábil.



**Figura 5.5 – Diagrama de ordenação produzido por Análise de Componentes Principais para relação entre o fósforo particulado biodisponível e fósforo particulado potencialmente biodisponível com as épocas de amostragens dos sedimentos.**

A viabilidade de uma análise de componentes principais pode ser verificada pela quantidade de informação (porcentagem da explicação total dos parâmetros) retidas pelos três primeiros componentes principais (OLIVEIRA, 2007). Nas duas avaliações envolvendo as épocas, os percentuais explicados já na componente principal 1 são elevados (48,4 e 91%), o que demonstra a alta influência das épocas nos parâmetros avaliados (CS, Pt, Pppb e Ppb).

### 5.3.3 Concentração de sedimento e de fósforo total nos sedimentos coletados nas sub-bacias

As épocas de coleta explicaram 36,3% da variabilidade encontrada para as formas de fósforo analisadas. Deste percentual, 91% é explicado já no primeiro eixo, ou seja, na componente principal 1 (CP1), demonstrando uma elevada correlação entre as épocas e as formas de fósforo. O diagrama (Figura 5.5) mostra que há uma alta correlação entre as épocas de transplante-aterramento e pós-colheita do fumo e os teores de Ppb e Pppb, sendo que a época de transplante-aterramento apresentou correlação mais estreita com as duas formas de fósforo do que o pós-colheita, o que resulta da proximidade dessas amostragem com a aplicação de fertilizantes. Já o pousio hibernal não influenciou o P em sedimento amostrado, conforme mostra a correlação negativa entre os vetores que representam esses fatores.

No arroio do braço direito há uma ampla variabilidade entre os resultados da concentração de sedimento no período de pousio hibernal, variando de 0,1 g l<sup>-1</sup> na sub-bacia não antropizada até 15,6 g l<sup>-1</sup> no ponto que converge os córregos norte e sul, que formam o arroio direito (Tabela 5.4). Nielsen et al. (2007) compararam a exportação de sedimentos em pequenas bacias hidrográficas sem ação antrópica com outras submetidas a ocupação humana e os resultados mostram transferências superiores naquelas masis antropizadas. Além disso, as transferências de nitrogênio e de fósforo também foram superiores nas bacias com influência humana.

**Tabela 5.4 – Concentração de sedimento na água e de fósforo total nos sedimentos coletados nas sub-bacias do Arroio Lino em dois eventos pluviométricos.**

Sub-bacia	Pousio hibernal		Transplante - aterramento	
	Sedimento	Fósforo total	Sedimento	Fósforo total
	g l <sup>-1</sup>	mg kg <sup>-1</sup>	g l <sup>-1</sup>	mg kg <sup>-1</sup>
<i>Braço direito</i>				
Não antropizada	0,1	659,5	0,1	621,5
Antropizada Norte	12,8	916,4	2,3	963,5
Antropizada Sul	1,1	710,9	0,8	868,2
Convergente	15,6	810,2	4,9	969,2
<i>Braço esquerdo</i>				
Menos antropizada	4,9	1011,0	1,1	996,4
Mais antropizada	5,7	1037,0	0,9	1165,0

Durante a época de aterramento do fumo, apesar de parte do solo da PBHR encontrar-se revolvido e desnudo, a concentração de sedimento foi inferior àquela contabilizada durante o pousio hibernal, o que resulta da precipitação mais volumosa e intensa à época do pousio. Os dois pontos do arroio esquerdo também apresentaram maior concentração de sedimento na coleta realizada durante o pousio hibernal. Esses resultados estão de acordo com Beutler (2003) e Sequinatto (2007), que mostram que maiores produções de sedimento estão relacionadas à ocorrência de chuvas com maior erosividade.

Comparando-se as sub-bacias do braço direito, verifica-se que as áreas antropizadas contribuem com muito mais sedimento do que aquela com cobertura de mata nativa. Essa diferença é superior a 100 vezes no período em que o evento pluviométrico foi mais intenso (pousio hibernal) e 20 vezes na época com menor pluviosidade. Cogo et al. (2003) comparando diversos tipos de manejo, encontraram diferenças de até 200% nas perdas de solo.

No entanto, o fato de uma área ser antropizada não é capaz de caracterizar seu impacto sobre o sistema local, como se pode verificar comparando as duas áreas antropizadas do braço direito. A sub-bacia antropizada norte apresenta 16% de sua área coberta por lavoura e 74% por mata, enquanto a sub-bacia antropizada sul tem 12% e 78% com esses usos, respectivamente. Essas proporções de cobertura do solo devem estar ligadas aos teores de sedimento transferidos nas duas sub-bacias, pois a antropizada norte é a que apresenta maior uso com lavoura e também maior contribuição de sedimento. Apesar da diferença entre áreas de lavoura e de mata entre as duas sub-bacias ser de 4% a concentração de sedimento na sub-bacia antropizada norte é cerca de 10 vezes superior a da sub-bacia antropizada sul no período de pousio e 3 vezes no de aterramento, o que evidencia que somente a proporção e qualidade da cobertura vegetal da área contribuinte não é capaz de explicar tal desproporcionalidade.

Essa diferença pode ser explicada por uma série de fatores, como diferenças de declividade, tipo de solo, etc. Outro fator que deve ser considerado é a distribuição das áreas de cultivo nas duas sub-bacias, uma vez que na antropizada norte as lavouras são cultivadas até o córrego, enquanto na antropizada sul nota-se uma proteção maior pela mata ciliar que se estende pelas margens do córrego, formando uma faixa entre as lavouras e o ponto de drenagem. Desse modo, nota-se a importância do planejamento paisagístico-ambiental, levando em conta todos os aspectos ecossistêmicos, para alocar da melhor forma possível as diversas áreas dentro da propriedade rural (PELLEGRINI et al., 2009).



O ponto que converge os dois córregos formadores do braço direito apresentou maior concentração de sedimento que as demais sub-bacias desse braço. Esse fato deve estar relacionado a contribuição de áreas de lavoura que se estendem até os córregos em segmentos entre o ponto de convergência as sub-bacias antropizadas norte e sul.

No braço da esquerda a concentração de sedimento não foi tão discrepante entre as duas sub-bacias analisadas, mas na ocasião do evento mais intenso (pousio hibernar) a sub-bacia mais antropizada apresentou maior concentração de sedimento que a sub-bacia menos antropizada. Já na coleta realizada durante o período de aterramento do fumo a concentração entre elas foi similar.

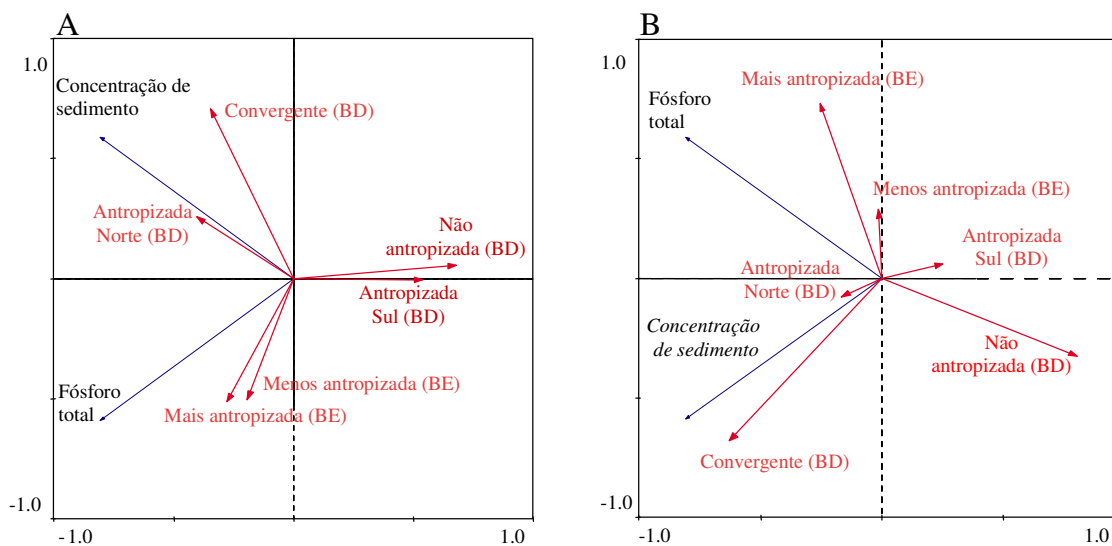
Os valores de fósforo total não seguiram a mesma tendência observada para a concentração de sedimento, ou seja, foram menores durante o evento de menor intensidade, o que mostra que nesse caso os teores de Pt são menos intrínsecos à natureza do evento pluviométrico. Os incrementos nos teores de fósforo total entre os dois períodos devem estar ligados ao manejo dos fertilizantes, pois na época de pousio comumente não ocorre a fertilização do solo e durante o aterramento do fumo é de praxe a aplicação de altas doses de fertilizantes.

Em relação às sub-bacias, os dados da Tabela 5.4 mostram que a sub-bacia menos antropizada é a que apresenta os menores teores de fósforo total, com pequena variação entre as duas épocas amostradas, enquanto as sub-bacias mais antropizadas apresentam teores maiores em relação a menos antropizada e diferenças maiores entre os resultados encontrados para os dois eventos. Na sub-bacia norte o teor de Pt foi maior que nas demais nos dois eventos amostrados, com um incremento de 5% entre o pousio hibernar e o aterramento do fumo. Na sub-bacia antropizadas sul os teores de Pt foram menores que na antropizada norte, mas o incremento entre as duas épocas foi de 22%. Em revisão publicada por Scheffer et al. (2001) os autores chamam a atenção para a perda de resiliência dos ecossistemas, relatando que naturalmente os ecossistemas tendem a internalizar variações das condições ambientais, mas quando o homem altera demasiadamente o ambiente essa capacidade de suportar adversidades diminui drasticamente.

No braço esquerdo a sub-bacia mais antropizada apresentou teores de fósforo total maiores que a sub-bacia menos antropizada tanto na época de pousio como na de aterramento do fumo, indicando mais uma vez o impacto causado por diferentes graus de antropização. Ainda, nota-se que enquanto na sub-bacia mais antropizada houve incremento de 12% no teor de Pt entre as duas coletas, na sub-bacia menos antropizada esse teor permaneceu praticamente inalterado.

Na coleta realizada no período de pousio hibernar as sub-bacias explicaram 97,3 % da variabilidade total dos padrões observados para concentração de sedimentos e fósforo total. Deste valor, 65,1 % são explicados na componente principal 1. A direção dos vetores nos dados relativos a essa coleta indica que a concentração de sedimentos apresentou as maiores correlações com as sub-bacias antropizada norte e convergente, e as menores correlações com as sub-bacias antropizada sul e não antropizada, situando-se as demais em pontos intermediários. O fósforo total se correlacionou melhor com as duas sub-bacias do braço esquerdo e com a sub-bacia antropizada norte do braço direito. Tanto CS como Pt não se correlacionaram com a sub-bacia não antropizada, mostrando que esses parâmetros são influenciados por diferentes intensidades de utilização do solo.

No período de transplante-aterramento do fumo as sub-bacias explicaram 99,8 % da variabilidade total para os padrões observados de concentração de sedimento e fósforo total. Deste valor 65,3 % foram explicados na componente principal 1. A concentração de sedimento correlacionou-se melhor com a sub-bacia que representa o ponto de convergência dos riachos que formam o braço direito, apresentando correlação menor com as sub-bacia mais antropizada do braço esquerdo. O fósforo total teve a maior correlação com a sub-bacia antropizada do braço esquerdo, sendo que também nota-se correlação com as sub-bacias de convergência e menos antropizada do braço esquerdo, mas essas duas últimas são bem menores que a anterior. Por outro lado as sub-bacias antropizada sul e não antropizada não se correlacionaram com concentração de sedimento e fósforo total. Portanto, afere-se que a antropização das áreas agrícolas provocam aumento de produção de sedimento e incremento no teor de fósforo total que atinge o sistema de drenagem.



**Figura 5.6 – Diagrama de ordenação produzido por Análise de Componentes Principais para relação entre concentração de sedimento e fósforo total com as sub-bacias do braço esquerdo (BE) e braço direito (BD) na época pousio hibernar (A) e transplante-aterramento do fumo (B).**

#### 5.3.4 Dessorção de fósforo de sedimentos coletados nas sub-bacias em ambiente oxidado

Nas duas coletas realizadas nas sub-bacias os teores de fósforo liberados durante a primeira extração foram bastante variáveis. Durante o período de pousio hibernar eles variaram de 0,9 a 63 mg kg<sup>-1</sup> e na coleta posterior, no plantio e aterramento os teores situaram-se entre 0,3 mg kg<sup>-1</sup> e 73 mg kg<sup>-1</sup> (Tabela 5.5).

O sedimento coletado no curso de água que drena a sub-bacia mais antropizada do braço esquerdo, localizada a montante da menos antropizada, apresentou 63,4 mg kg<sup>-1</sup> enquanto o ponto de coleta situado imediatamente abaixo no curso de água o teor foi de 32,3 mg kg<sup>-1</sup>, indicando que houve uma diluição entre os dois pontos, o que pode ser fruto da contribuição de outras fontes de sedimento. A sub-bacia mais a jusante tem contribuição maior de sedimentos oriundos de áreas com mata, pastagem perene e estradas, o que reflete em um sedimento com menor carga de fósforo adsorvido. Além disso, o teor elevado de Ppb na sub-bacia mais antropizada pode ser um indicativo que houve fertilização em áreas de lavoura dessa região, o que elevou a biodisponibilidade de fósforo. Essa afirmação está de acordo com Gatiboni et al. (2008), que observaram que maiores doses de aplicação de dejetos suínos em solos sob pastagem elevaram os teores extraídos por RTA, principalmente na camada até 5 cm.

No braço direito da PBHR os valores de fósforo particulado biodisponível foram de  $0,9 \text{ mg kg}^{-1}$  na sub-bacia menos antropizada (98 % de mata nativa) e de  $8,8 \text{ mg kg}^{-1}$  na sub-bacia antropizada norte, imediatamente a jusante e caracterizado pela presença de lavouras próximas ao ponto de coleta. Na sub-bacia antropizada sul e no ponto de convergência os teores de Ppb foram  $77 \text{ mg kg}^{-1}$  e  $14,9 \text{ mg kg}^{-1}$ , respectivamente. Os dados apresentados mostram que os teores foram mais elevados na área com predomínio de floresta em relação ao ponto mais antropizado abaixo, o que indica que a maioria das lavouras localizadas no ponto mais a jusante não receberam fertilizantes no cultivo das plantas de inverno. Enquanto na sub-bacia antropizada sul, o teor de Ppb de  $77 \text{ mg kg}^{-1}$  indica entrada de fósforo no sistema aquático, oriundo provavelmente de lavouras fertilizadas, uma vez que neste ponto não ocorrem fontes de poluição pontual, como estúbulos e pocilgas. Por fim, o ponto que integra o braço direito apresentou  $14,9 \text{ mg kg}^{-1}$ , valor intermediário entre os extremos encontrados nos pontos de coleta a montante. A coleta realizada no período de plantio e aterramento do fumo mostrou que os valores de fósforo particulado biodisponível além de variarem entre si variaram em relação aos teores anteriores, provenientes da época em que o solo encontrava-se em pousio hibernar.

A contribuição de fósforo particulado biodisponível do braço direito aumentou entre a coleta realizada no período de pousio hibernar e plantio e aterramento do fumo. Essa constatação é feita com base no aumento do teor de Ppb no ponto que integra os dois riachos formadores desse braço. A sub-bacia que mais contribuiu para o aumento foi aquela com alta presença de lavouras próxima ao riacho, situada a jusante do ponto dominado por mata nativa, o que é efeito da prática de fertilização realizada pré implantação do fumo. Aliás, a sub-bacia com predomínio de cobertura florestal foi o que apresentou menor valor de Ppb.

Os teores de fósforo particulado potencialmente biodisponível evidenciaram bem o impacto das diferentes formas de uso solo sobre o fornecimento de P ao sistema aquático. No braço esquerdo, a sub-bacia a montante, apesar de menor área de lavoura (20%) há concentração destas áreas próximas a rede de drenagem, o que resulta no teor de Ppb de  $148 \text{ mg kg}^{-1}$ , enquanto na sub-bacia a jusante, com maior área de lavouras (24,4%) esse valor foi de  $93 \text{ mg kg}^{-1}$ , devido a melhor distribuição dos locais cultivados na paisagem e a maior cobertura com pastagem e reflorestamento.

**Tabela 5.5 – Dessorção de fósforo de sedimentos em ambiente oxidado, coletados nas sub-bacias do Arroio Lino em dois eventos pluviométricos.**

Sub-bacia	Pousio hibernar			Transplante – aterramento		
	$P_{pb}^1$	$P_{ppb}^2$	$\lambda^3$	$P_{pb}$	$P_{ppb}$	$\lambda$
	mg kg <sup>-1</sup>		mg dia <sup>-1</sup>	mg kg <sup>-1</sup>		mg dia <sup>-1</sup>
<i>Braço direito</i>						
Não antropizada	0,9 (2,2%)	38,9	0,509	0,3 (1,5%)	19,9	0,556
Antropizada Norte	8,8 (13,5%)	56,5	0,200	56,7 (20,3%)	222,4	0,431
Antropizada Sul	77,0 (40,5%)	112,9	0,290	56,0 (33%)	113,6	0,400
Convergente	14,9 (20,1%)	59,1	0,139	22,3 (19,8%)	90,0	0,217
<i>Braço esquerdo</i>						
Menos antropizada	32,3 (25,8%)	92,8	0,194	41,3 (17,8%)	190,7	0,462
Mais antropizada	63,4 (30%)	148,0	0,176	55,0 (23%)	183,5	0,525

<sup>1</sup> Fósforo particulado biodisponível; <sup>2</sup> Fósforo particulado potencialmente biodisponível; <sup>3</sup> Taxa de dessorção constante de fósforo.

No braço direito, os valores mais altos de Pppb também foram encontrados onde as áreas de lavoura ocupam mais espaço e estão localizadas mais próximas aos riachos, com valores de 56,5 mg kg<sup>-1</sup> na sub-bacia antropizada norte, enquanto na sub-bacia não antropizada o valor foi de apenas 27,3 mg kg<sup>-1</sup>. Na sub-bacia antropizada sul o teor de Pppb foi de 112,9 mg kg<sup>-1</sup> e no ponto de coleta que integra os dois riachos foi de 59,1 mg kg<sup>-1</sup>. Apesar da maior parte do solo encontrar-se cultivado com plantas de cobertura, quando normalmente não se faz adubação, é possível identificar as sub-bacias cultivadas com fumo no verão. O solo erodido dessas áreas e transferido ao leito dos riachos origina sedimentos com maior capacidade de disponibilizar fósforo a biota aquática, o que é comprovado pelos resultados de fósforo particulado potencialmente biodisponível.

Os teores de fósforo particulado potencialmente biodisponível permitem identificar as áreas com aplicações sucessivas de fertilizantes também pode ser notada avaliando-se os dados da coleta realizada durante o período de plantio e aterramento do fumo. Nessa época os valores entre os pontos variaram de 20 mg kg<sup>-1</sup> na sub-bacia não antropizada a cerca de 200 mg kg<sup>-1</sup> nas sub-bacias com maior contribuição de lavouras de fumo.

No braço esquerdo, os valores de Pppb foram superiores aos encontrados no período de pousio hibernar nas duas sub-bacias, indicando que o manejo da adubação concorre para o aumento na disponibilidade de fósforo pelos sedimentos oriundos desses locais. Já no braço direito, as duas sub-bacias com maior ação antrópica foram as que apresentaram maiores valores de Pppb, destacando-se a sub-bacia antropizada norte, que apresentou o teor mais elevado.

Os dados de taxa de dessorção de fósforo ( $\lambda$ ) mostram que os sedimentos erodidos de locais menos antropizados apresentam uma maior  $\lambda$  que aqueles sedimentos oriundos de locais antropizados. A  $\lambda$  do sedimento da sub-bacia não antropizada foi de  $0,509 \text{ mg dia}^{-1}$ , enquanto do sedimento da sub-bacia antropizada sul foi de  $0,209 \text{ mg dia}^{-1}$  e na sub-bacia antropizada norte  $0,200 \text{ mg dia}^{-1}$  na época do pousio hibernar. Durante o transplante e aterramento do fumo a taxa de dessorção foi de  $0,556 \text{ mg dia}^{-1}$  na sub-bacia menos antropizada,  $0,431 \text{ mg dia}^{-1}$  na sub-bacia antropizada norte e de  $0,400$  na sub-bacia antropizada sul. Esses resultados devem estar relacionados aos teores de óxido de ferro, uma vez que os maiores teores de  $\text{Fe}_d$  foram encontrados na sub-bacia antropizada norte, seguidos pelas sub-bacias antropizada sul e não antropizada, respectivamente. Esses resultados corroboram os obtidos por Pellegrini (2006), que comparou sedimentos erodidos nas mesmas sub-bacias e também encontrou menores valores de  $\lambda$  naquelas mais antropizadas e com maior teor de  $\text{Fe}_d$ , indicando que baixos teores de óxido de ferro refletem em maiores taxas de dessorção de fósforo.

O fósforo foi dessorvido principalmente nas primeiras extrações e foi bastante variável entre os pontos dentro das coletas e entre as coletas. Na época de pousio hibernar o valor dessorvido na primeira extração foi de 43% e 35% em relação ao Pppb nos pontos das sub-bacias mais e menos antropizadas do braço esquerdo, respectivamente. No braço direito os valores foram de 34% na sub-bacia com menor ação antrópica, 16% na sub-bacia antropizada norte, 68% na sub-bacia antropizada sul e 25% no ponto que integra os dois regatos.

Durante a época de plantio e aterramento do fumo os teores fósforo dessorvido na primeira extração foram de 20% e 30% do Pppb nas sub-bacias a montante e a jusante no braço esquerdo, respectivamente. Na área coberta predominantemente por floresta, no braço direito, essa relação foi de 2%, aumentando para 25% na sub-bacia subsequente. Na sub-bacia antropizada sul o valor foi 49% e no ponto que integra as áreas do braço esquerdo o valor encontrado de 25%. Os altos teores de fósforo dessorvido nas primeiras extrações são implicações diretas da mineralogia do solo e conseqüentemente do sedimento transportado

pelas águas. A predominância de solos pouco intemperizados na PBRH resulta na presença de minerais 2:1, principalmente esmectita e illita (GONÇALVES, 2007) e nos baixos teores de ferro, alumínio e manganês extraídos por ditionito-citrato-bicarbonato e oxalato de amônio, suscitando a alta capacidade desses sedimentos em desorver rapidamente fósforo em função da baixa energia de ligação entre os minerais predominantes nas partículas em suspensão e as moléculas de fosfato.

As sub-bacias explicaram 87,6 % da variabilidade de fósforo particulado biodisponível e fósforo particulado potencialmente biodisponível. O diagrama (Figura 5.5) mostra que a sub-bacia mais antropizada do braço esquerdo foi a que melhor se correlacionou com os teores de Ppb e Pppb, sendo que esses parâmetros não apresentaram correlação com a sub-bacias não antropizada. Esse resultado sugere que os teores de Ppb e de Pppb são sensíveis aos diferentes usos do solo.

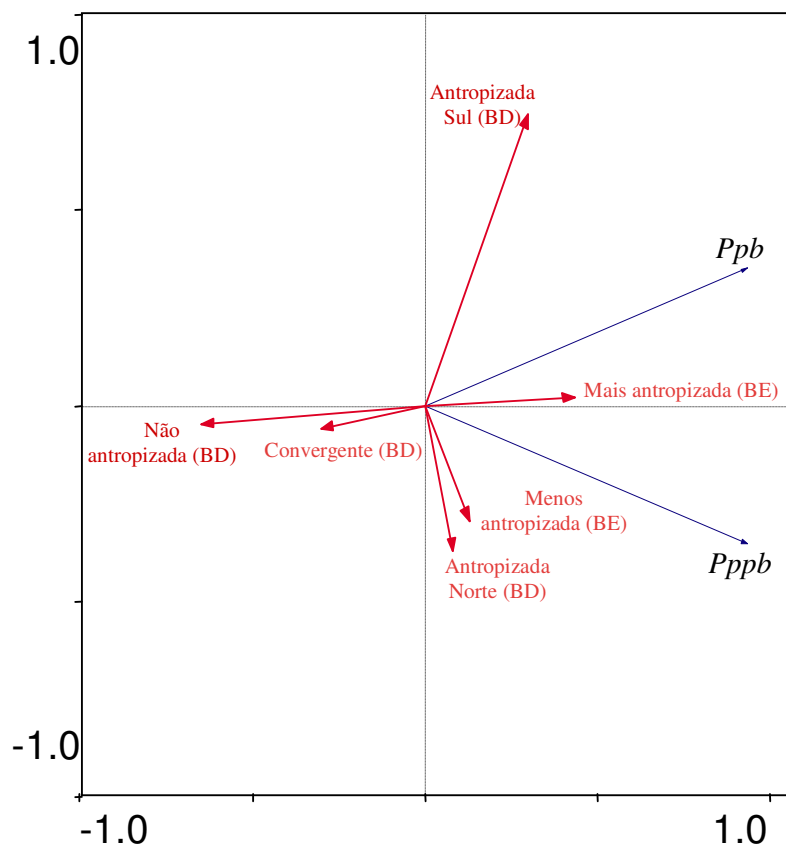


Figura 5.7 – Diagrama de ordenação produzido por Análise de Componentes Principais para relação entre fósforo particulado biodisponível (Ppb) e fósforo particulado potencialmente biodisponível (Pppb) e as sub-bacias.

### 5.3.5 Dessorção de fósforo em ambiente reduzido

#### *Comparação entre as fases da lâmina de água e os eventos pluviométricos*

O teor de Ppb dessorvido, em condição reduzida, dos sedimentos coletados nas fases de ascensão, vazão máxima e decréscimo da lâmina de água foram durante a chuva ocorrida no pousio hibernar, respectivamente, 49,8 mg kg<sup>-1</sup>, 22,2 mg kg<sup>-1</sup> e 49,1 mg kg<sup>-1</sup>; os de Pppb foram 155,6 mg kg<sup>-1</sup>, 53,6 mg kg<sup>-1</sup> e 91,5 mg kg<sup>-1</sup> (Tabela 5.6) Nota-se que os maiores teores de Pppb foram registrados na fase de ascensão da lâmina de água. Devido à dinâmica de acesso do sedimento ao sistema de drenagem nessa bacia hidrográfica, aonde o primeiro a chegar provém da estrada, seguido daquele oriundo das áreas cultivadas, o sedimento que está em suspensão na fase de ascensão é predominantemente originário das estradas da PBHR. Os resultados apresentados na Tabela 5.6 apontam nesse sentido, pois durante o pousio hibernar os solos da PBHR, em sua maioria, não são fertilizados e por isso não apresentam grande capacidade de dessorção de fosfato. Além disso, o sedimento outrora erodido das áreas de lavoura podem não ter atingido o curso de água, estando depositado no leito das estradas e terem chegado agora ao ponto de coleta. Machado (2003) descreve essa tendência de em alguns locais haver deposição de sedimento, o que é decorrente de uma série de fatores, como intensidade da chuva, capacidade de transporte da enxurrada, relevo, etc.

**Tabela 5.6 – Dessorção de fósforo de sedimentos coletados na calha em função da condição de oxi-redução do meio.**

Fase da vazão do arroio	Fósforo particulado biodisponível		Fósforo particulado potencialmente biodisponível	
	Oxidado	Reduzido	Oxidado	Reduzido
----- mg kg <sup>-1</sup> -----				
Precipitação ocorrida no período de pousio hibernar				
Ascendente	39,4	49,8	105,8	155,6
Máxima vazão	15,3	22,2	41,0	53,6
Descendente	26,0	49,1	67,2	91,5
Precipitação ocorrida no período de transplante e aterramento do fumo				
Ascendente	56,0	90,7	111,6	113,3
Máxima vazão	79,3	109,2	177,3	193,2
Descendente	322,0	382,6	441,7	500,1
Precipitação ocorrida no período após a colheita do fumo				
Ascendente	51,5	93,2	104,0	234,4
Máxima vazão	81,8	104,0	241,5	487,0
Descendente	83,9	207,3	342,3	447,3



Durante o período de plantio e aterramento do fumo os teores de Ppb dessorvido, em condição reduzida, dos sedimentos coletados nas fases de ascensão, vazão máxima e decréscimo da lâmina de água foram, respectivamente, 90,7 mg kg<sup>-1</sup>, 109,2 mg kg<sup>-1</sup> e 382,6 mg kg<sup>-1</sup> e os teores de Pppb 113,3 mg kg<sup>-1</sup>, 193,2 mg kg<sup>-1</sup> e 500,1 mg kg<sup>-1</sup>. Ao contrário do que foi apresentado para o período de pousio, nessa época os maiores teores de Ppb e de Pppb foram obtidos nos sedimentos coletados na fase final da enxurrada provavelmente oriundos de áreas de lavoura. Isso está de acordo com o manejo da adubação que é realizada na PBHR, que preconiza que durante essa época sejam aplicadas altas doses fertilizantes fosfatados, resultando em alta capacidade de fornecimento de fósforo por parte dos sedimentos. Também, os teores de fósforo dessorvido, em condição reduzida, de sedimentos coletados no período de pós-colheita do fumo foram maiores na fase final da chuva. Os valores de Ppb e de Pppb foram, respectivamente, 93,2 mg kg<sup>-1</sup> e 234,4 mg kg<sup>-1</sup> na fase de ascensão, 104 mg kg<sup>-1</sup> e 487 mg kg<sup>-1</sup> na vazão máxima e 207,3 mg kg<sup>-1</sup> e 447,3 mg kg<sup>-1</sup> na descida da lâmina de água. Esses dados mostram que a porção que engloba o final da chuva foi a que apresentou a maior capacidade de fornecimento de fósforo prontamente biodisponível, com um teor de Ppb cerca de 2 vezes superior àqueles encontrados nas outras duas fases. No entanto, o valor que representa o potencial do sedimento em fornecer fósforo ao ambiente aquático, em condição reduzida, foi superior no momento da vazão máxima, situando-se mais de duas vezes acima do encontrado no início do evento. Esses resultados aproximam-se mais dos encontrados para o período de aterramento do que do pousio hibernal, possivelmente em virtude do tempo decorrido entre a aplicação de fertilizantes e a coleta realizada após a colheita das folhas de fumo.

Ainda, nota-se que de uma forma geral, os teores tanto de Ppb como de Pppb encontrados nos sedimentos coletados no período de pousio hibernal foram inferiores aqueles do período de pós-colheita, que por sua vez situaram-se abaixo dos computados na coleta realizada durante o plantio e aterramento do fumo. Basicamente o que explica esse ordenamento é o fato de que os maiores teores de fósforo no solo são encontrados durante o transplante das mudas de fumo, quando as áreas agricultáveis da PBHR estão desnudas, fertilizadas e revolvidas. Ao passo que durante o pousio hibernal há maior cobertura vegetal sobre as áreas de cultivo, pois os agricultores semeiam plantas que servem como alimento para o gado ou somente para proteção contra a erosão, o que auxilia na diminuição de transferência de fósforo entre os sistemas terrestre e aquático. Portanto, práticas como o

revolvimento do solo, o plantio em áreas declivosas e a aplicação de altas doses de fertilizantes elevam o risco de transferência de solo para o leito do sistema de drenagem através de processos erosivos e as partículas transferidas possuem grandes quantidades de fósforo adsorvido com baixa força, facilitando sua liberação para a biota aquática, o que contribui no processo de eutrofização.

*Comparação entre os ambientes oxidado e reduzido.*

A submissão do sedimento a ambiente reduzido favoreceu a dessorção de fósforo. O incremento percentual dos valores de Ppb quando o sedimento foi exposto a ambiente reduzido em relação a ambiente a oxidado foi de 26% na fase de ascensão, 45% na vazão máxima e 89% na fase de descida da lâmina de água, durante o período de pousio hibernar. Para o Pppb, os incrementos foram de 47% na fase de ascensão, 31% no momento de vazão máxima e 36% quando do decréscimo da lâmina. Nos sedimentos coletados durante a chuva ocorrida no período de plantio - aterramento do fumo os teores de Ppb foram 62%, 38% e 19% e os de Pppb 2%, 9% e 13% maiores em ambiente reduzido, na fase de ascensão, vazão máxima e decréscimo da lâmina de água, respectivamente. Esses resultados mostram que o efeito da redução foi mais evidente na primeira extração, o que indica que o fósforo adsorvido a sítios sensíveis à redução é rapidamente liberado quando diminui a pressão de oxigênio do meio. Nos sedimentos coletados durante a chuva ocorrida após a colheita do fumo os teores de Ppb aumentaram 81%, 27% e 147% e os de Pppb 125%, 102% e 31% nas fases de ascensão, vazão máxima e decréscimo da lâmina de água, quando o sedimento foi exposto a ambiente reduzido.

Comparando-se o incremento tanto de Ppb como de Pppb nas três coletas realizadas, nota-se que de uma forma geral os maiores incrementos devido à redução do meio apresentam-se em ordem crescente de magnitude a época de pós-colheita, pousio hibernar e plantio - aterramento do fumo, respectivamente. O melhor atributo que se correlaciona aos incrementos na dessorção de fósforo foi o teor de ferro extraído pelo DCB, indicando que há influência dos óxidos de ferro sobre a liberação de fosfato quando ocorre a redução de sedimento. Isso é amplamente divulgado na literatura, como por exemplo, Babu et al. (2005) que mostraram que os óxidos de ferro podem atuar temporariamente ou de forma permanente como controladores da dinâmica do fosfato na coluna de água. Esses autores descrevem que em situações de boa oxigenação da coluna de água os óxidos de ferro mantêm fosfato ligado a sua

estrutura, mas quando ocorre depleção nas quantidades de oxigênio esses óxidos passam a atuar como importantes fontes de fósforo para o ambiente.

Além do fato da maior dessorção de fosfato ocorrer quando são constatados os maiores teores de óxido de ferro, o teor de fósforo total no sedimento deve influenciar no incremento da liberação em ambiente reduzido em relação ao oxidado. Pois, se as partículas de sedimento possuem maior quantidade de fosfato a energia das ligações é menor e conseqüentemente a dessorção desse nutriente é facilitada, o que pode estar relacionada aos menores incrementos de Ppb e de Pppb entre ambiente oxidado e reduzido constatados na coleta realizada durante o aterramento do fumo.

Os dados de dessorção de fósforo em ambiente reduzido, expostos na tabela 5.7, mostram que os sedimentos coletados durante a chuva ocorrida no período de pousio hiberna na sub-bacia não antropizada apresentou menor capacidade de fornecimento de fósforo comparativamente aos sedimentos coletados nas sub-bacias antropizadas. No entanto, ao comparar-se a sub-bacia não antropizada e a sub-bacia que representa o ponto de convergência nota-se que os teores de Ppb não se alteraram. Isso pode indicar que houve entrada de partículas com menor capacidade de dessorção de fósforo antes da convergência, oriunda de segmentos não contemplados com pontos de coleta, gerando uma alteração qualitativa no sedimento que não pôde ser notada nos pontos de coleta a montante.

Os sedimentos coletados nos arroios do braço direito da PBHR durante a chuva ocorrida no pousio hiberna dessorveram mais fósforo nas sub-bacias mais antropizadas. O teor de Pppb nos sedimentos oriundos da sub-bacia não antropizada em condição reduzida foi  $58,4 \text{ mg kg}^{-1}$ , enquanto nas sub-bacias antropizadas norte e sul os teores foram  $78,5 \text{ mg kg}^{-1}$  e  $114,3 \text{ mg kg}^{-1}$ , respectivamente. Esses teores confirmam a propensão já mostrada em ambiente oxidado, onde os teores de fósforo dessorvido são maiores onde a ocupação humana é realizada de forma mais contundente.

Nas duas sub-bacias do braço esquerdo, os sedimentos apresentaram o mesmo comportamento de dessorção de fósforo. O teor de Ppb que era de  $79,7 \text{ mg kg}^{-1}$  na sub-bacia mais antropizada caiu para  $10,9 \text{ mg kg}^{-1}$  no ponto de coleta a jusante, uma diminuição de cerca de 7 vezes, ao passo que o teor de Pppb passou de  $163,6 \text{ mg kg}^{-1}$  para  $132 \text{ mg kg}^{-1}$ . Esse resultado mostra que, apesar de possuírem potencial de fornecimento de fósforo semelhantes, o sedimento oriundo da sub-bacia mais antropizada adsorve fósforo com energia inferior e, portanto, disponibiliza-o prontamente. Esse argumento é reforçado quando se analisa que o fósforo dessorvido em condição reduzida, na primeira extração corresponde a 49 % do total

extraído do sedimento proveniente da sub-bacia mais antropizada e apenas 8 % do sedimento coletado na sub-bacia menos antropizada.

**Tabela 5.7 - Dessorção de fósforo de sedimentos coletados nas sub-bacias em função da condição de oxidação do meio.**

Sub-bacia	Fósforo particulado biodisponível		Fósforo particulado potencialmente biodisponível	
	Oxidado	Reduzido	Oxidado	Reduzido
mg kg <sup>-1</sup>				
<i>Braço direito</i>				
Precipitação ocorrida no período de pousio hibernar				
Não antropizada	0,9	28,7	38,9	58,4
Antropizada Norte	8,8	36,9	56,5	78,5
Antropizada Sul	77,0	66,2	112,9	114,3
Convergência	14,9	28,6	59,1	88,0
<i>Braço esquerdo</i>				
Menos antropizada	33,7	10,9	92,8	132,0
Mais antropizada	63,4	79,7	148,0	163,6
<i>Braço direito</i>				
Precipitação ocorrida no período de transplante e aterramento do fumo				
Não antropizada	0,3	31,6	19,9	80,8
Antropizada Norte	56,7	77,2	222,4	312,7
Antropizada Sul	56,0	61,8	113,6	140,2
Convergência	22,3	21,7	90,0	91,8
<i>Braço esquerdo</i>				
Menos antropizada	41,3	94,1	190,7	397,2
Mais antropizada	55,0	84,1	183,5	226,5

Os sedimentos coletados na chuva ocorrida durante o transplante-aterramento do fumo também tiveram os teores de Ppb e Pppb aumentados quando a dessorção ocorreu em ambiente reduzido comparativamente ao ambiente oxidado. A capacidade de dessorção em ambiente reduzido foi mais perceptível no fósforo potencialmente biodisponível. Os teores de Ppb nesse evento, no braço direito da PBHR, nas sub-bacias mais antropizadas foram cerca de 2 vezes superiores ao teor apresentado na sub-bacia com menor influência antrópica, ao passo que o teor de Pppb nesta sub-bacia foi 4 vezes menor que o encontrado na antropizada norte e 2 vezes menor que o da antropizada sul. No braço esquerdo, a diferença entre o teor de Pppb entre a sub-bacia mais antropizada e a menos antropizada é de 170 mg kg<sup>-1</sup>, enquanto a diferença entre os teores de Ppb é de 10 mg kg<sup>-1</sup>. Esses resultados demonstram que o Pppb é um melhor indicador do potencial poluidor em ambiente reduzido do que o Ppb,

especialmente devido à influência que diferentes usos do solo têm sobre a contribuição de fósforo ao ambiente aquático.

A privação de oxigênio do ambiente fez com que a liberação de fósforo do sedimento fosse facilitada. O ambiente reduzido proporcionou a elevação dos teores de fósforo particulado biodisponível e de fósforo particulado potencialmente biodisponível em todas as sub-bacias. No entanto, a proporção de fósforo liberado sob condição reduzida foi diversa entre as sub-bacias. O sedimento oriundo da sub-bacia não antropizada mostrou-se mais sensível à redução que os demais. Nessa sub-bacia a liberação de fósforo particulado biodisponível em ambiente reduzido foi 31,9 vezes maior na coleta realizada na época de pousio hibernar e 105 vezes maior durante o plantio e aterramento do fumo. O fósforo particulado potencialmente biodisponível foi 2 vezes superior em ambiente reduzido do que em ambiente oxidado na coleta de pousio hibernar e 4 vezes maior no período de plantio e aterramento. Essas diferenças devem estar relacionadas com a grande quantidade de carbono e os baixos teores de ferro, manganês e alumínio extraídos pelo DCB e oxalato dos sedimentos erodidos dessa sub-bacia nas duas épocas amostradas (Tabela 6.1). Por outro lado, essa sub-bacia detém teores de carbono maiores que as outras em ambas as coletas, o que está de acordo com o uso predominante do solo nessa área. Há densa cobertura florestal que contribui com restos de tecidos vegetais que são carregados para o sistema de drenagem e tornam-se uma parte importante da composição do sedimento. Como o carbono influencia diretamente o processo de redução do ambiente onde se encontra o sedimento, pois esse fenômeno é desencadeado e mantido por populações microbianas que necessitam de carbono para poder completar seu ciclo de vida, espera-se que ambientes com alto teor de carbono suportem melhor o desenvolvimento de populações microbianas que aqueles pobres em material orgânico. Dessa forma, o fornecimento de elétrons oriundos dos processos metabólicos microbianos tende a desestabilizar as ligações do fosfato e permite a liberação do nutriente para a biota aquática. Logo, a presença de carbono tende a facilitar e acelerar a redução do meio e a liberação de nutrientes ligados ao sedimento.

Na sub-bacia antropizada norte, durante o pousio hibernar, os teores dessorvidos dos sedimentos também foram maiores no ambiente reduzido em relação ao oxidado, com destaque para o fósforo particulado potencialmente biodisponível, que foi 4 vezes maior em ambiente reduzido, enquanto o fósforo particulado potencialmente biodisponível apresentou um incremento de 39% por ocasião da redução. Apesar de nesta época os sedimentos coletados na sub-bacia antropizada norte ter apresentado um dos maiores teores de  $Fe_d$ , houve um grande incremento na primeira dessorção, o que pode ser um indicativo que as ligações do

fosfato com os óxidos de ferro não eram fortes o suficiente para impedir a liberação do nutriente para a coluna de água. Outro fator que pode ter contribuído para que o teor de P<sub>ppb</sub> não fosse superior ao encontrado é que o teor de carbono nessa sub-bacia foi o menor entre todas do braço direito do Arroio Lino, podendo ter dificultado o desenvolvimento microbiano, apesar de ter sido alcançado o potencial redox desejado para obter as condições de redução em laboratório. Nos sedimentos coletados na chuva ocorrida período de transplante - aterramento do fumo o aumento dos teores de P<sub>pb</sub> e de P<sub>ppb</sub> não foram tão pronunciados como naqueles erodidos durante a chuva ocorrida no período hibernar. Os teores de P<sub>pb</sub> e de P<sub>ppb</sub> apresentaram um incremento de 36% e 41%, respectivamente, quando o sedimento foi submetido a ambiente reduzido. Devido à saturação de grande parte dos sítios das partículas e ao pouco tempo de reação entre o fosfato e o solo, tão logo essas partículas atingem o ambiente aquático há a tendência de liberação de quantidades grandes de fósforo. Portanto, nessas condições, a contribuição dos óxidos e do carbono adquiriria importância secundária face aos altos teores de fósforo e portanto, à existência de P adsorvido à sítios com baixa energia de ligação com os as partículas do sedimento.

No ponto de coleta de sedimentos correspondente a sub-bacia onde ocorre a convergência dos córregos formadores do braço direito, na época de pousio hibernar, os teores de P<sub>pb</sub> e P<sub>ppb</sub> tiveram incremento de 92% e 49%, respectivamente, quando o sedimento foi submetido a ambiente reduzido. Esse resultado vai ao encontro dos dados apresentados para a sub-bacia antropizada norte, onde o maior incremento da dessorção ocorreu na primeira extração, assim como a justificativa para esse comportamento. A sub-bacia que integra os córregos formadores do BD é a que tem os maiores teores de Fed (Tabela 6.1), o que pode ser um fator decisivo para que a dessorção de fosfato ocorra predominantemente na primeira extração. Devido à presença maior de óxidos, o fosfato remanescente no sedimento após a primeira extração tende a estar adsorvido com maior energia de ligação, de tal forma que as extrações realizadas podem não ter sido suficientes para retirar o fosfato potencialmente biodisponível, mesmo em ambiente reduzido. Já na época de plantio e aterramento do fumo os valores de P<sub>pb</sub> e de P<sub>ppb</sub> foram praticamente idênticos, indicando que a redução não influenciou liberação de fosfato.

Na sub-bacia mais antropizada do braço esquerdo a liberação de P<sub>pb</sub> foi 26% e a de P<sub>ppb</sub> foi 11% superior em ambiente reduzido na coleta do pousio hibernar. A mesma tendência foi apresentada na coleta realizada durante o período de plantio e aterramento, no entanto o teor de P<sub>pb</sub> foi 53% maior e o de P<sub>ppb</sub> 23% maior em ambiente reduzido em relação aos teores encontrados em ambiente oxidado. A maior dessorção relativa de fósforo

em ambiente reduzido, representada tanto por Ppb como por Pppb, na época de plantio e aterramento do fumo pode dever-se, em parte, ao teor de carbono ser mais de 2 vezes superior nesta época, o que tende a facilitar o desenvolvimento microbiano que por sua vez provoca o fenômeno de redução. Além disso, como já discutido anteriormente, é provável que durante o plantio e aterramento do fumo o fosfato está adsorvido com menor força às partículas que compõe o sedimento, o que facilita a liberação do nutriente à água.

Continuando no braço esquerdo, mas a respeito da sub-bacia menos antropizada, quando submetido à redução o sedimento apresentou teores de Ppb e de Pppb 2 vezes na época de plantio e aterramento do fumo, o que também deve estar relacionado ao teor de carbono, que nesta coleta foi cerca de 1,7 vezes maior que na coleta realizada durante o pousio hiberna.

Os resultados apresentados até aqui mostraram a tendência natural do processo que ocorre quando o sedimento é submetido a ambiente reduzido, que é maior liberação de fosfato que em ambiente oxidado. No entanto, no período de pousio hiberna a sub-bacia antropizada sul do braço direito e a sub-bacia menos antropizada do BE, bem como o ponto de convergência na época do aterramento não seguiram esse comportamento na primeira extração, atingindo teores de Ppb superiores em ambiente oxidado.

Na coleta do pousio hiberna a sub-bacia antropizada sul apresentou teor de Ppb 14% maior em ambiente oxidado e na sub-bacia menos antropizada do braço esquerdo esse valor de 66%. Durante o aterramento do fumo a única sub-bacia que apresentou comportamento semelhante foi a de convergência dos córregos, no braço direito, mas nesse caso o Ppb foi apenas 3% superior no ambiente oxidado.

Cabe ressaltar ainda, em relação a esses teores superiores em ambiente oxidado, que foi constatado tal comportamento apenas em relação ao teor dessorvido na primeira extração. Pois o teor de Pppb, mesmo onde se constatou menor teor de Ppb após a redução, foi superior em ambiente reduzido.

Os teores de carbono e de Fed não parecem estar relacionados com a menor liberação de fósforo do sedimento na primeira extração em ambiente reduzido, assim como não parece haver relação direta com outros parâmetros analisados. No entanto, pode ter ocorrido que a população microbiana não desenvolveu de maneira suficiente para reduzir os óxidos na primeira extração. Também, é possível que alguma espécie de óxido de ferro menos sensível ao processo de redução possa estar presente nas amostras. Mesmo que esses dois fatores tenham influenciado o início da dessorção de fosfato do sedimento, o total dessorvido ao final das extrações (Pppb) sempre foi superior em ambiente reduzido. Esse dado deve ser

ressaltado, pois mais uma vez o teor de P<sub>ppb</sub> mostra-se mais relacionado com potencial poluidor diverso de sedimentos oriundos de áreas sob diferente uso do solo, o que reafirma o potencial da utilização desse valor em estudos e monitoramentos de predição de eutrofização.

Portanto, a dessorção de fósforo dos sedimentos erodidos da PBHR do Arroio Lino é altamente influenciada pela condição redox do meio, sendo que em ambiente reduzido o sedimento, independente da sua característica e origem, libera mais fósforo que quando se encontra em ambiente oxidado. No entanto, há uma série de fatores que também contribuem para a dessorção de fósforo, mas tem sua importância relativizada em diferentes situações, entre eles destacam-se o teor de fósforo no solo, a adubação das lavouras por ocasião do transplante das mudas de fumo e a presença de óxidos. Esses fatores determinam que no momento de implantação da cultura do fumo, quando se realiza a aplicação de fertilizantes fosfatados, o teor de fósforo no solo eleve-se e sua energia de ligação seja menor e assim a dessorção aumente. Assim como os sedimentos com maior teor de óxidos têm maior capacidade de dessorver fósforo, pois esse nutriente liga-se com mais avidéz a essas partículas.

#### **5.4 Conclusões**

Os resultados apresentados permitem concluir que:

- A concentração de sedimento em suspensão nos cursos de água da pequena bacia hidrográfica rural em estudo foi diretamente relacionada com a quantidade de água precipitada e a intensidade máxima;
- As sub-bacias mais antropizadas respondem por maior produção de sedimento que as com menor ação antrópica;
- A submissão dos sedimentos em ambiente pobre em oxigênio favoreceu a dessorção do fósforo, independentemente da sua origem, da época de coleta ou das características do evento pluviométrico; e
- Os teores de fósforo particulado biodisponível e de fósforo particulado potencialmente biodisponível dessorvidos de sedimentos coletados nos cursos de água da pequena bacia hidrográfica em estudo são aumentados pela influência antrópica, medida pela área de lavouras e distribuição delas na paisagem.



## **6 ESTUDO II**

# **TRANSFERÊNCIA DE SEDIMENTO E DE FÓSFORO ORIUNDOS DE UMA PEQUENA BACIA HIDROGRÁFICA DE CABECEIRA**

### **6.1 Introdução**

Os sistemas de cultivos realizados em áreas fora da aptidão de uso são frágeis e insustentáveis. Dentre as características que fazem com que um sistema seja frágil, as condições edáficas, climáticas e de relevo desempenham papel importante, pois quando se cultivam solos rasos, pedregosos, em locais com declividade acentuada e sem levar em conta as recomendações de manejo conservacionista a atividade torna-se insustentável (SEQUINATTO, 2007).

A perda de partículas por erosão hídrica é citada como um dos piores agentes de degradação do solo porque limita a produtividade das culturas e causa sérios problemas ambientais como a perda de sustentabilidade dos agroecossistemas (BERTOL et al., 2004). O clima, o relevo, o tipo e o uso predominante do solo são fatores que determinam a intensidade com que a perda de sedimento pode acontecer (GRUNWALD et al., 1999; BEUSELINK, 2000).

Apesar desses fatores a forma com que o homem relaciona-se com a natureza pode intensificar ou abrandar o processo erosivo. O revolvimento do solo, o cultivo em áreas declivosas e falta de manutenção de plantas na superfície são algumas das ações nocivas provocadas pelo homem. O cultivo dos solos do rebordo do Planalto Médio Gaúcho com fumo exemplifica esse cenário, pois esse sistema provoca grandes transferências de sedimento enriquecido com fósforo do solo para água (PELLEGRINI, 2005; PELLEGRINI, 2006; SEQUINATTO, 2006).

O fósforo transferido para os mananciais hídricos é transportado principalmente na forma particulada (RESCK et al., 1980; TÁVORA et al., 1985). Há vários estudos que mostram que o fósforo está ligado com partículas de tamanho coloidal, e que essas são preferencialmente transportadas com a enxurrada devido a sua pequena massa (SMITH et al., 1992; SEGANFREDO et al., 1997; SHICK et al., 2000; QUINTON et al., 2001)

A aplicação de fertilizantes fosfatados eleva o teor de fósforo disponível no solo, principalmente na camada mais superficial, sem necessariamente refletir na produtividade das culturas (MARTINAZZO et al., 2006; SANTOS et al., 2008), além disso, o aumento do teor de fósforo no solo facilita a dessorção desse elemento (RHEINHEIMER, 2001), e conseqüentemente, seu aproveitamento pelos organismos, o que, aliado ao caráter seletivo da erosão pode provocar um incremento de fósforo nos corpos aquáticos.

Os estudos de fracionamento de fósforo do solo mostram que há variações nas formas extraídas quando se alteram as concentrações desse elemento, seja aumentando-a via aplicação de fertilizantes, seja diminuindo-a através da absorção por plantas (RHEINHEIMER et al., 2003; GATIBONI et al., 2007; GATIBONI et al., 2008). Esses e outros estudos evidenciam que os fatores que afetam a disponibilidade de fósforo são variáveis e, dependendo das circunstâncias, formas menos lábeis podem atuar no fornecimento desse nutriente (RHEINHEIMER et al., 2008).

O presente trabalho tem por objetivo determinar quais são as relações dos eventos pluviométricos e dos diversos usos do solo com a retirada do solo e o transporte de sedimento até o sistema de drenagem. E também propiciar um melhor entendimento das formas de fósforo que estão ligadas ao sedimento oriundo de locais com diferentes graus de antropização.

## **6.2 Material e métodos**

O local de estudo, compreendendo os pontos, as épocas e a estratégia de amostragem deste estudo são os mesmos já descritos para o Estudo I.

As amostras foram coletadas e imediatamente transportadas para o Laboratório de Química e Fertilidade do Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria, onde foram realizadas as análises apresentadas neste estudo.

Para fins de caracterização de cada evento pluviométrico, foi determinada a concentração de sedimento na água. Os recipientes de vidro com as amostras foram pesados e levados para estufa a 105°C para evaporação da água. Após secagem completa os vidros foram colocados em dessecador para equilibrarem-se com a temperatura ambiente sem adquirir umidade, e pesados novamente. Após essa pesagem o sedimento foi retirado dos vidros e estes passaram pelo processo de secagem e pesagem descritas acima. Por diferença

entre as pesagens obteve-se o peso de água, o peso do sedimento e o peso do vidro, o que possibilitou que se calculasse a concentração de sedimento no decorrer da variação de lâmina de água do arroio.

Outra fração da amostra coletada foi seca em estufa a 60°C e submetido a diferentes extratores químicos para quantificação do fósforo tendo como base a metodologia proposta por (HEDLEY et al., 1982), adaptada e modificada por Rheinheimer (2000) e Gatiboni (2003). Brevemente, o sedimento foi seco em estufa a 60° C e pesado 0,500 g para a extração seqüencial. A primeira extração foi realizada com resinas trocadoras de ânions (RTA); em seguida foram utilizados o  $\text{NaHCO}_3$  0,5 mol  $\text{l}^{-1}$ , o  $\text{NaOH}$  0,1 mol  $\text{l}^{-1}$ , o  $\text{HCl}$  0,5 mol  $\text{l}^{-1}$  e o  $\text{NaOH}$  0,5 mol  $\text{l}^{-1}$ . Nos extratos alcalinos ( $\text{NaHCO}_3$  e  $\text{NaOH}$ ) o fósforo inorgânico foi quantificado segundo metodologia proposta por Dick & Tabatabai (1977) e nos extratos ácidos, segundo Murphy & Riley (1962). O fósforo orgânico foi determinado pela diferença entre os teores totais e inorgânicos.

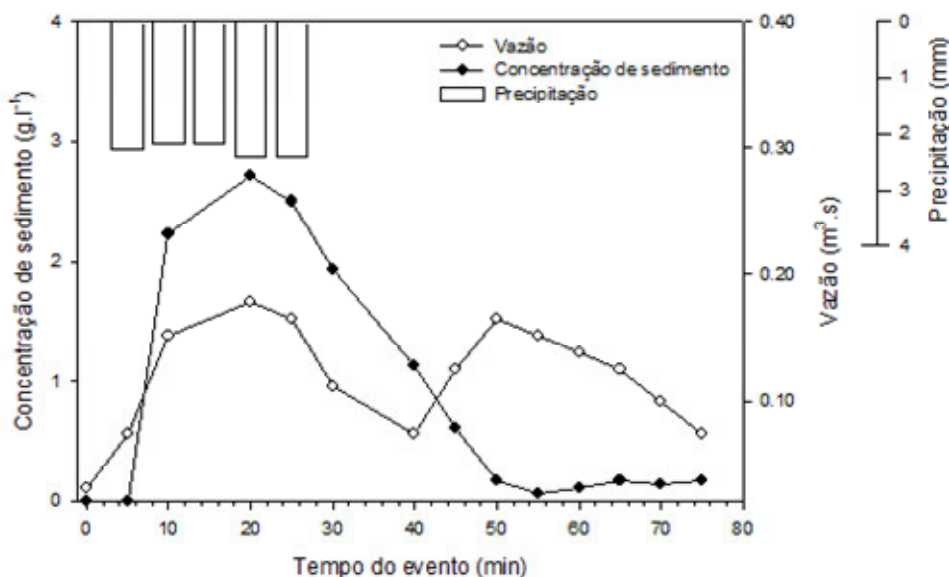
### 6.3 Resultados e discussão

#### *Caracterização hidrossedimentológica e transporte de sedimento*

Os três eventos pluviométricos ocorridos durante as coletas foram monitorados e analisados, sendo que algumas características foram similares e outras distintas entre as chuvas. No tocante a similaridades, nota-se que logo após o registro da precipitação ocorrem a ascensão da vazão e o aumento da concentração de sedimentos. Imediatamente após o início da chuva, dá-se a desagregação do solo devido à falta de proteção na superfície, iniciando o transporte de sedimento para o leito dos corpos de drenagem. O tempo de concentração é o período decorrido desde o início da precipitação até que toda a bacia passe a contribuir com o escoamento, sendo que Sequinatto (2007) mostra que para a PBHR do Arroio Lino esse tempo é de apenas 12 minutos. A autora atribui que o rápido deslocamento de partículas erodidas à alta inclinação dos talvegues, sendo acentuada pela falta de obstáculos ao impacto das gotas e ao deslocamento da água escoada. Os dados apresentados nas Figuras 6.1, 6.2 e 6.3, corroboram que há um rápido acréscimo na concentração de sedimento tão logo se inicia o evento pluviométrico.

A relação entre a intensidade da precipitação e a concentração de sedimento fica evidente nas figuras que caracterizam os eventos. A Figura 6.1 mostra que a chuva ocorrida

no período da pós-colheita do fumo não foi intensa, com a precipitação não ultrapassando 3 mm durante cerca de 30 minutos, o que refletiu na baixa concentração de sedimento quando comparada com a chuva monitorada no pousio hiberna. Este evento manteve uma precipitação de cerca de 20 mm durante os primeiros 30 minutos, o que resultou em um grande aumento na concentração de sedimento. O evento pluviométrico monitorado no período da pós-colheita do fumo apresentou um segundo pico de aumento de vazão, a partir dos quarenta minutos após a aquisição de dados, sem que houvesse registro de precipitação nem aumento na concentração de sedimento. A explicação para esse fato é que a estação meteorológica, que registrou a precipitação, estava instalada na região central da bacia e a chuva responsável pelo aumento da vazão foi concentrada em uma área de floresta localizada no braço esquerdo. Atribui-se à cobertura florestal uma proteção ao solo, que refletiu na baixa quantidade de sedimento detectada na calha.



**Figura 6.1 – Caracterização hidrossedimentológica do evento pluviométrico ocorrido durante o período de pós-colheita.**

No evento ocorrido durante o período de pós-colheita do fumo as concentrações de sedimentos foram de 0,7, 2,6 e 1,2 g l<sup>-1</sup>, nas fases de ascensão, vazão máxima e descida da lâmina de água, respectivamente, mostrando que no momento em que o riacho apresenta sua vazão máxima dá-se o maior transporte de sedimento, por ser a fase onde a maior concentração de sedimento coincide com o maior volume de passagem de água. Entre as fases

de ascensão e descida da lâmina, a última é a que apresenta maior concentração de sedimento, o que condiz com o esperado, uma vez que o processo de transporte de partículas do solo, desencadeado durante a fase de maior vazão, continua atuando mesmo com o decréscimo da lâmina de água.

Na chuva do período de transplante - aterramento (Figura 6.2), onde as maiores intensidades registradas no início da aquisição de dados e cerca de 50 minutos depois, refletiram no aumento na concentração de sedimento no período seguinte.

O monitoramento da chuva ocorrida no período de transplante - aterramento do fumo mostrou que este evento pluviométrico foi o mais longo dentre os analisados neste trabalho (Figura 6.2). A precipitação apresentou sua maior intensidade no início, mantendo-se em torno de 2 mm durante o restante do tempo, com um pequeno pico 40 minutos após o registro dos primeiros dados. A alta intensidade inicial e a presença do segundo pico refletiram no aumento brusco da concentração de sedimento, que decresce até próximo da concentração no nível de base. A vazão apresenta lenta ascensão, apesar de a maior intensidade ter se localizado no início do evento, o que foi causado pelo solo encontrar-se com pouca umidade no período que antecedeu esta chuva. Essa condição fez com que a água fosse, em um primeiro momento, retida pelo solo e somente após este atingir certo teor de umidade ocorreu escoamento e conseqüente aumento na vazão. Na metade final do gráfico, devido à ocorrência localizada de chuva de alta intensidade sobre o braço esquerdo da PBHR, que não foi registrada pela estação meteorológica, observa-se um aumento de vazão sem registro de ocorrência de precipitação e de aumento na concentração de sedimento, situação semelhante àquela discutida para o primeiro evento.

A precipitação monitorada durante o período de transplante - aterramento do fumo apresentou intensidade alta ( $124 \text{ mm h}^{-1}$ ), porém este pico teve duração ínfima perante o período de duração do evento, que excedeu 5 horas de coleta. Esse fato justificou para que os valores de concentração de sedimentos na fase de ascensão e de máxima vazão fossem semelhantes, pois como a maior intensidade aconteceu no início da chuva a ascensão da lâmina de água foi acompanhada pelo rápido aumento da concentração de sedimento, enquanto o nível máximo caracterizou-se por ter uma longa duração, levando à diminuição da contribuição do sedimento erodido devido a baixa taxa de precipitação.

Os dados coletados e analisados, relativos ao evento pluviométrico ocorrido durante o pousio hibernal, atestam o caráter erosivo e de alta capacidade de transferência de sedimento entre os ambientes aquático e terrestre. A precipitação mostra-se pouco expressiva no início do evento, mas após aproximadamente 15 minutos supera os 30 mm e diminui até seu final,

uma hora depois de iniciada, caracterizando este evento como o mais intenso entre os registrados neste estudo. O efeito da precipitação se expressa na vazão e na concentração de sedimento, como pode ser notado na Figura 5.3. A concentração de sedimento eleva-se até seu máximo praticamente no mesmo momento da máxima precipitação, o que reforça a relação entre intensidade e erosividade da chuva. Tanto a vazão como a concentração de sedimento decrescem à medida que a precipitação declina, atingindo valores pouco superiores aqueles encontrados no nível de base.

O evento pluviométrico que ocorreu quando os solos da PBHR encontravam-se, em sua maioria, com plantas de cobertura como a aveia, o que caracteriza na região o pousio hiberna, destacou-se como o mais intenso dos analisados neste trabalho. Na fase B a concentração de sedimento foi de  $13,5 \text{ g l}^{-1}$ , mais de quatro vezes o valor encontrado nos outros dois períodos. Note-se que dos três eventos amostrados o pousio hiberna era o que apresentava maior cobertura e menor revolvimento do solo (COPETTI et al., 2005), mas contrariamente ao que se cria, foi onde se encontraram os valores mais pronunciados em relação a concentração de sedimento. A aparente dicotomia apresentada – maior cobertura do solo *versus* maior concentração de sedimento na água do arroio – desfaz-se a partir da análise dos dados característicos da chuva, que mostram uma intensidade máxima de  $192 \text{ mm h}^{-1}$  neste segundo evento, contra  $49,4 \text{ mm h}^{-1}$  e  $124 \text{ mm h}^{-1}$  no primeiro e terceiro eventos, respectivamente. Dessa forma, apesar de o uso do solo, representado pelo seu revolvimento e índice de cobertura, ser determinante no processo de erosão, ele não pode ser considerado isoladamente como o único fator contribuinte ao transporte de partículas, devendo-se considerar as características do evento pluviométrico e as condições do solo, tais como umidade e capacidade de infiltração de água.

A relação entre o início da precipitação seguido pelo aumento da concentração de sedimento também foram mostrados por Sequinatto (2007) e Gonçalves (2007) nessa mesma bacia hidrográfica. Merten et al. (2006) também observaram grande incremento na produção de sedimento relacionado ao aumento da área de produção de fumo em uma bacia hidrográfica na cidade de Arvorezinha, RS.

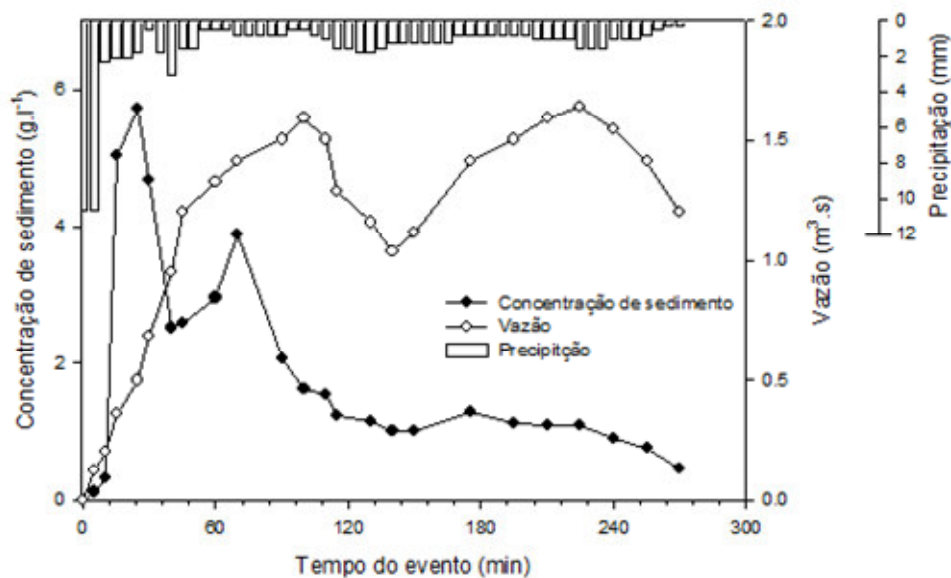


Figura 6.2 – Caracterização hidrossedimentológica do evento pluviométrico ocorrido durante o período de transplante - aterramento.

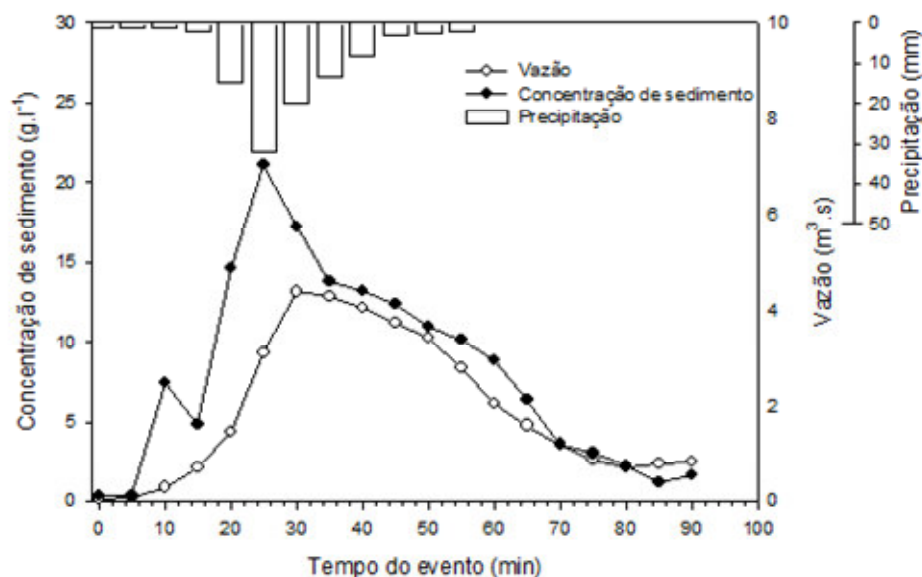


Figura 6.3 – Caracterização hidrossedimentológica do evento pluviométrico ocorrido durante o período de pousio hibernar.

Os resultados refletem que os efeitos causados pelas chuvas dependem da inter-relação entre as características do evento pluviométrico e da paisagem. As características do evento determinam, principalmente, o tempo e a intensidade de submissão do solo às gotas de chuva, enquanto características como inclinação de talvegue, comprimento de rampa e a vegetação sobre o solo contribuem com a produção e transporte de sedimento.

Além dos efeitos sobre o transporte de sedimento há uma variação na constituição das partículas erodidas, como se pode notar nos dados apresentados nas Tabelas 6.1 e 6.2. A extração com ditionito-citrato-bicarbonato (DCB) é utilizada quando se deseja a dissolução completa dos óxidos de ferro pedogênicos, enquanto o oxalato de amônio age seletivamente sobre os óxidos de baixa cristalinidade. Assim podem-se fazer inferências quanto ao grau de intemperização dos minerais constituintes do sedimento, bem como sua reatividade com o fosfato (KAMPF et al., 2000). Dessa forma, nota-se que houve diferença qualitativa entre o sedimento erodido nas três épocas amostradas, sendo que os teores de  $Fe_d$  na época de transplante-aterramento do fumo foram, em média, três vezes menores que aqueles obtidos nas duas outras épocas. Pode-se inferir dessa informação que o sedimento transferido ao sistema aquático durante a época de transplante-aterramento do fumo tem como origem provável os solos da PBHR, pois estes são pouco intemperizados, gerando teores de  $Fe_d$  baixos. Por outro lado, os teores de  $Fe_d$  maiores nas outras duas épocas indicam que possivelmente o sedimento seja formado por material submetido a um processo mais intenso de intemperização, que pode se acumular nas estradas da PBHR e daí ser carregado para os cursos de água.

**Tabela 6.1 – Concentração de ferro, manganês e alumínio extraídos por ditionito e oxalato do sedimento coletado nas fases da enxurrada na pequena bacia hidrográfica rural do Arroio Lino, Agudo, RS.  $Fe_d$  – ferro ditionito-citrato-bicarbonato;  $Fe_o$  – ferro oxalato;  $Mn_d$  – manganês ditionito-citrato-bicarbonato;  $Mn_o$  – manganês oxalato;  $Al_d$  – alumínio ditionito-citrato-bicarbonato;  $Al_o$  – alumínio oxalato.**

Fases da vazão	$Fe_d$	$Fe_o$	$Mn_d$	$Mn_o$	$Al_d$	$Al_o$
----- mg kg <sup>-1</sup> -----						
Precipitação ocorrida no período de pousio hibernar						
Ascendente	102,3	3,2	4,1	0,6	5,6	0,5
Máxima vazão	96,3	4,2	4,5	1,0	4,6	0,7
Descendente	78,8	2,5	3,4	0,7	4,0	0,5
Precipitação ocorrida no período de transplante - aterramento						
Ascendente	37,6	3,4	1,7	1,2	2,6	1,6
Máxima vazão	33,5	5,4	1,5	1,0	2,5	1,7
Descendente	29,1	3,6	1,5	1,1	2,4	1,6
Precipitação ocorrida no período de pós-colheita						
Ascendente	107,8	2,0	3,1	0,5	5,2	0,7
Máxima vazão	125,8	6,8	3,7	0,5	7,4	0,8
Descendente	134,1	7,5	3,6	0,7	6,8	0,9



A Tabela 6.1 mostra ainda que há uma predominância de óxidos de ferro sobre os óxidos de alumínio, que por sua vez suplantam os teores de óxidos de manganês. Além disso, os baixos teores dos três tipos de óxido no sedimento, se comparado com os encontrados no solo (KAMPF et al., 2003) indicam que o sedimento é originário de solos pouco intemperizados, o que está de acordo com Pellegrini (2005).

Na Tabela 6.2 são apresentados os dados relativos aos teores de ferro, manganês e alumínio extraídos por DCB e por oxalato nas sub-bacias da PBHR em eventos ocorridos quando o uso predominante do solo da pequena bacia era distinto.

Como visto anteriormente, a maior transferência de sedimento ocorreu durante o pousio hibernar, devido à maior intensidade do evento ocorrido nessa ocasião, por isso os teores de ferro, manganês e alumínio foram maiores nessa época, mostrando que como as características da chuva agem sobre a quantidade do sedimento transportado, conseqüentemente influenciam a qualidade das partículas erodidas.

**Tabela 6.2 – Concentração de ferro, manganês e alumínio extraídos por ditonito e oxalato do sedimento coletado nas fases da enxurrada e nas sub-bacias com diferentes usos na pequena bacia hidrográfica rural do Arroio Lino, Agudo, RS.**

Sub-bacia	Fe <sub>d</sub>	Fe <sub>o</sub>	Mn <sub>d</sub>	Mn <sub>o</sub>	Al <sub>d</sub>	Al <sub>o</sub>
g kg <sup>-1</sup>						
Precipitação ocorrida no período de pousio hibernar						
<i>Braço direito</i>						
Não antropizada	19,5	0,8	0,5	0,1	1,0	0,2
Antropizada Norte	71,5	4,2	2,4	0,7	3,4	0,5
Antropizada Sul	34,6	4,9	1,4	0,9	1,1	0,1
Convergência	109,3	1,9	3,3	0,4	5,4	0,4
<i>Braço esquerdo</i>						
Menos antropizada	74,9	2,7	3,4	0,6	3,5	0,8
Mais antropizada	86,0	2,4	5,8	1,2	4,6	0,5
Precipitação ocorrida no período de transplante – aterramento						
<i>Braço direito</i>						
Não antropizada	12,3	0,6	0,4	0,1	0,6	0,4
Antropizada Norte	23,1	4,1	1,1	0,8	1,9	1,2
Antropizada Sul	20,3	4,5	1,1	0,8	1,4	0,9
Convergência	35,6	5,7	2,0	1,4	2,3	1,2
<i>Braço esquerdo</i>						
Menos antropizada	22,6	5,7	1,1	0,8	1,6	1,4
Mais antropizada	20,1	5,3	1	0,7	1,3	1,2

Além das características do evento pluviométrico, que influenciaram os valores de metais extraídos entre as duas chuvas, o uso do solo também exerce papel determinante sobre a qualidade do sedimento. No pousio hibernar as sub-bacias antropizadas norte (braço direito), mais e menos antropizadas (braço esquerdo) apresentaram teores de  $Fe_d$  4 vezes maior que a sub-bacia não antropizada, e na coleta realizada durante o transplante-aterramento do fumo esse teor foi 2 vezes maior. Os valores superiores de  $Fe_d$  nas sub-bacias mais antropizadas sugerem que as partículas erodidas dessas áreas apresentam maior grau de intemperização que a sub-bacia não antropizada, o que pode estar relacionado ao revolvimento do solo que expõe as partículas a ciclos de umedecimento e secagem mais intensos, mudanças de temperaturas mais bruscas, fatores que atuam no processo de intemperização do solo (JENNY, 1941).

Portanto, quando ocorrem eventos mais intensos combinados com épocas em que o solo encontra-se revolvido há grande produção de sedimento, evidenciando a necessidade de estudos que levem em conta a distribuição pluviométrica durante o ano e sua conexão com as particularidades das condições predominantes do solo, a fim de ajustar as melhores estratégias de manejo sob uma ótica integrada, em nível de bacia hidrográfica. Ao mesmo tempo a análise qualitativa das partículas erodidas de áreas com diferentes formas e intensidades de utilização pode proporcionar avanços significativos no entendimento do impacto da atividade humana sobre os ecossistemas.

#### *Frações de fósforo extraídas do sedimento*

O fósforo está adsorvido às partículas de solo com diferentes energias de ligação, que por sua vez, determinam a capacidade de dessorção desse nutriente e seu aproveitamento pelos organismos vivos. A capacidade do solo, ou do sedimento, em liberar o fósforo adsorvido é conhecida como labilidade e pode ser estudada com a utilização sequencial de extratores que permitem retirar teores de fósforo adsorvido ao solo com ordem crescente de energia de ligação (GATIBONI et al., 2005). Marins et al. (2007) destacam que o estudo de diferentes formas de fósforo é capaz de caracterizar a influência antrópica sobre os sistemas fluviais, sendo uma importante ferramenta como indicador da qualidade ambiental. Em relação às formas predominantes de fósforo no sedimento coletado nas sub-bacias foi possível estabelecer relações mais claras entre o uso predominante do solo e as diferentes frações extraídas, indicando que o fracionamento químico é uma boa ferramenta para detectar as alterações decorrentes da ocupação humana sobre os sistemas naturais.

Os dados do fracionamento do fósforo ligado aos sedimentos coletados na calha localizada no braço principal do arroio Lino são apresentados na Tabela 6.3. Nota-se que as

frações de fósforo na forma orgânica e inorgânica variam ao longo do ano em função do uso predominante do solo na pequena bacia hidrográfica. Considerando labilidade decrescente do fósforo extraído com RTA,  $\text{NaHCO}_3$ ,  $\text{NaOH}$  0,1 mol  $\text{l}^{-1}$ ,  $\text{HCl}$  e  $\text{NaOH}$  0,5 mol  $\text{l}^{-1}$ , nessa ordem, constata-se que os sedimentos coletados durante as chuvas ocorridas nos períodos de pousio hibernar e pós-colheita das folhas de fumo houve predomínio das frações com menor labilidade, enquanto nos sedimentos coletados no período do transplante - aterramento do fumo constatou-se predomínio das formas mais lábeis, evidenciando a utilização de fertilizantes fosfatados no solo. Esse reflexo pôde ser notado predominantemente nos teores extraídos com RTA, pois essa é a forma mais lábil no esquema de fracionamento utilizado, o que demonstra que o fósforo aplicado ao solo no momento do transplante das mudas de fumo é carregado para o sistema de drenagem via sedimento com baixa energia de ligação, facilitando o aproveitamento desse nutriente pela biota aquática.

**Tabela 6.3 – Frações de fósforo ligadas ao sedimento coletado nas fases ascendente, de vazão máxima e descendente da lâmina de água na calha do arroio principal.**

Fases da vazão	RTA	$\text{NaHCO}_3$		$\text{NaOH}$ 0,1		$\text{HCl}$	$\text{NaOH}$ 0,5		Resíduo	
		Pi	Po	Pi	Po		Pi	Po		
----- mg $\text{kg}^{-1}$ -----										
Precipitação ocorrida no período de pousio hibernar										
Ascendente	121,4	16,9	13,9	126,1	56,2	196,2	165,3	131,9	372,3	
Máxima vazão	148,0	19,3	13,7	142,1	57,1	154,7	141,6	126,8	394,6	
Descendente	102,2	20,7	4,9	171,9	59,9	160,2	152,8	74,6	345,0	
Precipitação ocorrida no período de transplante - aterramento do fumo										
Ascendente	165,7	9,6	22,1	45,5	109,1	123,4	139,8	141,6	296,7	
Máxima vazão	184,8	29,2	44,0	82,7	193,4	172,5	131,8	177,7	275,2	
Descendente	362,2	24,2	37,3	72,5	180,2	124,8	121,0	122,8	300,0	
Precipitação ocorrida no período de pós-colheita do fumo										
Ascendente	89,3	15,5	8,2	88,3	29,5	78,7	119,5	135,6	687,8	
Máxima vazão	89,4	6,8	22,3	121,5	64,1	71,7	130,8	184,6	668,6	
Descendente	114,4	36,9	12,1	184,1	61,1	71,9	142,0	192,0	708,5	

Comparando-se os teores extraídos com RTA, a forma mais lábil, entre os três eventos fica evidente a influência do manejo de adubação sobre o potencial de fornecimento de fósforo. Na coleta realizada durante o transplante - aterramento do fumo os teores extraídos por RTA foram em média 2 e 2,5 vezes superiores que os encontrados nos períodos de pousio

e pós-colheita, respectivamente. Destaca-se o incremento da fração extraída por RTA no terço final da enxurrada ocorrida durante o transplante – aterramento, que foi 2 vezes maior que nas fases de ascensão e de máxima vazão.

Nesse mesmo sentido cabe ressaltar que o sedimento que atinge a lâmina de água no final da enxurrada é proveniente em grande parte das áreas de lavoura, assim quando se compara isoladamente a descida da lâmina de água na época de transplante – aterramento com essa mesma fase das outras épocas nota-se que o teor extraído com RTA é 3,5 vezes maior que no período de pousio hibernar e 3,1 vezes maior que na coleta da pós - colheita. Esse resultado reflete o grande impacto da fertilização excessiva sobre o ambiente, em especial nos mananciais hídricos.

O fósforo extraído com  $\text{NaHCO}_3$ ,  $\text{NaOH}$   $0,1 \text{ mol l}^{-1}$ ,  $\text{HCl}$  e  $\text{NaOH}$   $0,5 \text{ mol l}^{-1}$  não foram capazes de diferenciar tão bem como a RTA as épocas de cultivo quando da variação da lâmina de água, o que deve estar relacionado principalmente com as altas doses de fertilizantes fosfatados aplicados nas lavouras da PBHR. Complementarmente, há pouco teor de óxidos nos solos da PBHR, concorrendo para a menor força ligação entre fosfato e o sedimento, evidenciado pelos teores extraídos por RTA.

Portanto, o fósforo aplicado na PBHR por ocasião do transplante – aterramento é carregado ao sistema aquático devido, principalmente a sua alta labilidade, decorrente do manejo da adubação do solo, o que pode ser detectado pela extração com RTA.

O fato de na época de pousio hibernar, as formas de fósforo presentes nos sedimentos em suspensão serem pouco lábeis está de acordo com aqueles apresentados por Uusitalo et al. (2001) que mostram em seu estudo o predomínio de formas de fósforo pouco dessorvíveis, mas chamam a atenção que modificações ambientais, principalmente a redução do meio, pode fazer com que mesmo esse fósforo pouco biodisponível possa ser dessorvido e aproveitado pelos organismos aquáticos.

Nas sub-bacias todos os sedimentos coletados apresentaram os maiores teores de fósforo extraídos com  $\text{NaOH}$   $0,1 \text{ mol l}^{-1}$ ,  $\text{HCl}$  e  $\text{NaOH}$   $0,5 \text{ mol l}^{-1}$ , o que indica maior energia entre o fósforo adsorvido e os sedimentos e, conseqüentemente, a capacidade de fornecimento desse nutriente aos organismos é diminuída (Tabela 6.4).

No entanto, os sedimentos coletados no período do transplante - aterramento do fumo apresentaram altos teores de fósforo extraídos pela RTA e pelo bicarbonato, formas mais lábeis. Gatiboni et al. (2007), em um estudo de fracionamento de fósforo do solo, afirmam que esses extratores representam o fósforo que se correlaciona com o absorvido pelas plantas. Esses mesmos autores encontraram que em solos com maiores doses de aplicação de fosfato

há um aumento nos teores extraídos por RTA e bicarbonato de sódio. Portanto, o sedimento coletado após a fertilização do solo na PBHR deve proporcionar maior capacidade de disponibilizar fósforo aos organismos aquáticos. Esse comportamento está vinculado à aplicação de fertilizantes no solo, que eleva os teores de fósforo inorgânico e sua disponibilidade (RHEINHEIMER et al., 2003).

**Tabela 6.4 – Frações de fósforo ligadas ao sedimento coletado nas sub-bacias com diferentes usos na pequena bacia hidrográfica rural do Arroio Lino, Agudo, RS.**

Sub-bacia	RTA	NaHCO <sub>3</sub>		NaOH 0,1		HCl	NaOH 0,5		Resíduo
		Pi	Po	Pi	Po		Pi	Po	
----- mg kg <sup>-1</sup> -----									
Precipitação ocorrida no período de pousio hibernal									
<i>Braço direito</i>									
Não antropizada	9,2	66,3	12,2	113,1	0,0	18,2	76,0	0,0	484,5
Antropizada Norte	58,8	15,1	6,8	128,9	67,3	171,5	128,8	62,9	316,0
Antropizada Sul	117,2	13,0	9,7	128,9	19,1	37,0	69,9	39,9	270,8
Converg.	63,2	9,4	16,5	119,0	63,0	45,2	125,1	102,3	311,4
<i>Braço esquerdo</i>									
Menos antropizada	66,2	17,3	2,8	103,8	51,3	317,2	160,9	56,7	304,3
Mais antropizada	88,4	11,4	19,8	259,6	128,5	29,6	128,7	95,3	368,0
Precipitação ocorrida no período de transplante - aterramento do fumo									
<i>Braço direito</i>									
Não antropizada	13,1	48,6	30,5	94,3	26,3	22,9	102,8	0,0	333,0
Antropizada Norte	169,2	17,6	30,5	73,3	130,1	150,4	95,1	102,8	209,3
Antropizada Sul	144,7	17,1	25,0	92,6	180,8	46,5	94,4	29,3	243,1
Converg.	73,0	15,7	24,7	92,7	176,7	72,4	101,4	129,7	285,8
<i>Braço esquerdo</i>									
Menos antropizada	203,2	17,2	24,7	70,7	115,3	210,6	123,7	96,4	221,5
Mais antropizada	291,4	34,6	38,1	98,8	192,7	119,3	121,8	67,8	276,1

Nesse sentido, destaca-se o incremento nos teores de fósforo extraídos com RTA do sedimento das sub-bacias antropizadas entre as duas coletas. O teor de fósforo do sedimento oriundo da sub-bacia antropizada norte, por exemplo, foi de 58,8 mg kg<sup>-1</sup> durante o pousio hibernal e atingiu 169,2 mg kg<sup>-1</sup> na época de transplante-aterramento do fumo, um aumento de 3 vezes. No entanto, na sub-bacia antropizada sul observa-se um acréscimo de cerca de 20 %

e na sub-bacia não antropizada esse aumento foi de 30%. No braço esquerdo nota-se incremento de cerca de 3 vezes nas duas sub-bacias, entre as coletas. Esses resultados indicam que a extração com RTA permitiu distinguir as sub-bacias pelo teor de fósforo no sedimento, com os maiores teores extraídos naquelas com maior interferência humana.

A fração de fósforo extraída com HCl foi maior nas sub-bacias com maior influência antrópica que naquela não antropizada. Como essa fração extrai fósforo inorgânico ligado a cálcio (Cross; Schlessinger, 1995), os resultados apontam para a aplicação de calcário nos solos que originaram o sedimento das sub-bacias não antropizadas. Gatiboni et al. (2007) constataram que valores de fósforo extraídos por HCl foram crescentes com o aumento da dose de fósforo aplicada ao solo, atuando como dreno desse nutriente no solo. Esses autores ainda relatam que há indício de neoformação de fosfatos de cálcio devido à aplicação de calcário, o que está de acordo com Rheinheimer (2000).

Os outros extratores isoladamente não foram tão sensíveis como a RTA para discriminar a aplicação de fertilizantes fosfatados nas sub-bacias antropizadas. Esse resultado deve estar relacionado ao fato de que na época de coleta muitos agricultores procediam ao manejo da adubação ou o tinham realizado há pouco tempo, o que reflete no pouco tempo para que ocorresse a reação do fosfato com as partículas coloidais do solo. Dessa forma, o efeito do aumento nos teores de fósforo no sedimento, fruto da adubação do solo das lavouras, não pôde ser notado pela extração realizada pelos extratores que contemplam as ligações de maior energia.

No entanto, as frações menos lábeis contribuem para o entendimento do potencial de fornecimento de fosfato para o meio aquático, pois podem ocorrer mudanças no “*pool*” das formas de fósforo ligadas ao sedimento. Nesse sentido Wang et al. (2008) avaliaram a dessorção de diferentes formas de fósforo de sedimentos de um lago e os resultados mostraram que, em condições aeróbicas, a capacidade de dessorção do fósforo comporta-se similarmente ao que é encontrado nos solos. No entanto, quando houve mudança no ambiente, principalmente das condições redox, ocorreram alterações nos teores extraídos, indicando que há uma modificação nas formas como o fósforo está ligado ao sedimento. Outros estudos também apontam que deve haver transferência de fósforo entre as diferentes formas segregadas pelo fracionamento, como resultado de modificações nas condições ambientais (KIM et al., 2003; SPEARS et al., 2007).

Os dados apresentados na Tabela 6.5 mostram que nos três eventos pluviométricos a maior parte do fósforo total do sedimento é classificada como moderadamente lábil, o que é

evidenciado pelos teores mais elevados nas extrações realizadas com NaOH e HCl que aqueles extraídos com RTA e bicarbonato de sódio.

**Tabela 6.5 – Fósforo orgânico e inorgânico presente em sedimentos coletados na pequena bacia hidrográfica rural do Arroio Lino, Agudo, RS.**

Local de coleta	Orgânico		Inorgânico		Residual
	Lábil	Moderadamente	Lábil	Moderadamente	
----- mg kg <sup>-1</sup> -----					
-----					
Precipitação ocorrida no período de pousio hibernar					
Não antropizada	12,2	0,0	37,8	69,1	484,5
Antropizada	11,1	68,6	46,0	130,3	314,1
Calha	10,8	84,4	71,4	156,7	370,6
Precipitação ocorrida no período de transplante – aterramento					
Não antropizada	30,5	13,2	30,9	73,3	333,0
Antropizada	28,6	122,2	98,4	104,2	247,1
Calha	34,5	154,1	129,3	112,7	290,6

Nas sub-bacias mais antropizadas o fósforo está ligado às partículas coloidais presentes nos sedimentos predominantemente na forma geoquímica, enquanto na sub-bacia não antropizada o fósforo orgânico é maior. No período de pousio hibernar o fósforo inorgânico lábil foi 18% maior nas áreas antropizadas que na não antropizada e na coleta realizada durante o transplante-aterramento essa diferença foi de 69%. A ação determinante desse resultado é a adição de fertilizantes fosfatados no momento do preparo do camalhão para o transplante do fumo. A aplicação de fertilizantes fosfatados inorgânicos ao solo faz com que o fósforo distribua-se nas formas pré-existentes (RHEINHEIMER et al., 2003), com predomínio nas formas inorgânicas lábeis (RHEINHEIMER et al., 2001). A incorporação do fósforo inorgânico em formas orgânicas é muito lenta e totalmente dependente do acúmulo de carbono orgânico (RHEINHEIMER et al., 1999), fato que não ocorre nos solos da PBHR em estudo. Isso porque o solo é intensamente revolvido com arações, gradagens e capinas manuais e a cultura do fumo deixa baixíssima quantidade de resíduos orgânicos na superfície do solo (PELLEGRINI, 2006).

O fósforo de origem geoquímica moderadamente lábil, no período de pousio hibernar, oriundo das sub-bacias antropizadas foi 47% maior que do sedimento proveniente da sub-bacia não antropizada, enquanto na época de transplante-aterramento a diferença foi de 30%, sendo maior nos sedimentos transferidos das sub-bacias antropizadas. Como no pousio hibernar não é realizada a aplicação de fertilizantes fosfatados esse resultado indica que esse fósforo advém de aplicações de anos anteriores, resultando em sua labilidade moderada, pois já houve tempo para que a reação com as partículas coloidais do solo ocorresse.

Portanto o fracionamento químico foi capaz de identificar a ação antrópica na PBHR. A antropização, evidenciada nas áreas com o uso inadequado do solo, onde se cultiva em áreas declivosas, pedregosas e sem levar em conta a aptidão agrícola, impacta os vários ecossistemas existentes dentro de uma área. Aliando-se a má distribuição das lavouras na paisagem, com estradas mal dimensionadas, em especial as utilizadas na colheita do fumo e, especialmente, a adição de doses excessivas de fertilizantes fosfatados (muitas vezes acima do teor crítico) tem-se um cenário de alta produção de sedimentos e estes ricos em fósforo, que culmina com o aporte desse nutriente para os sistemas de drenagem e favorece grandemente o desencadeamento do processo de eutrofização.

#### **6.4 Conclusões**

Os resultados apresentados permitem as seguintes conclusões acerca da transferência de sedimento e das formas de fósforo transferidas:

- Eventos de alta intensidade e duração propiciam a transferência de sedimento entre os sistemas terrestre e aquático;
- As áreas mais antropizadas responderam por maior quantidade de sedimento transferido para o ambiente aquático;
- O fósforo ligado ao sedimento oriundo de áreas antropizadas é predominantemente de origem geoquímica, enquanto aquele proveniente da área menos antropizada foi grandemente de origem biológica; e
- A aplicação de fertilizantes fosfatados aumenta a labilidade do fósforo adsorvido ao sedimento.



## 7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDERSEN, J. M. Influence of pH on release of phosphorus from lake sediments. **Archive Hydrobiology**, Amsterdam, v. 76, n. 4, p. 411–419, May/June 1975.

BABU, C. P.; NATH, B. N.; BABU, C. P. Processes controlling forms of phosphorus in surficial sediments from the eastern Arabian Sea impinged by varying bottom water oxygenation conditions. **Deep Sea Research**, Woods Hole, v.52, n. 10, p. 1965-1980, Oct. 2005.

BERTOL, I. et al. Perdas de fósforo e potássio por erosão hídrica em um Inceptisol sob chuva natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, n. 3, p. 485-494, maio/jun. 2004.

BERTOL, I. et al. Parâmetros relacionados com a erosão hídrica sob taxa constante de enxurrada, em diferentes métodos de preparo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 30, n. 4, p. 715-722, jul./ago. 2006.

BERWANGER, A. L. **Alterações e transferências de fósforo do solo para o meio aquático com o uso de dejetos líquidos de suínos**. 2006. 102 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria .

BEUSELINCK, L. et al. Characteristics of sediment deposits by major rainfall events in small catchments in the Belgian Loam Belt. **Geomorphology**, St. Louis, v. 32, n. 1, p. 69-82, Feb. 2000.

BEUTLER, J. F. et al. Perdas de solo e água num Latossolo Vermelho aluminoférrico submetido a diferentes sistemas de preparo e cultivo sob chuva natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, n. 3, p. 509-517, maio/jun. 2003.

BIGARELLA, J. J. **Estrutura e origem das paisagens tropicais e subtropicais**. v.3, Florianópolis: UFSC, 2003. 1436p.

BOERS, P. C. M. The influence of pH on phosphate release from lake sediments. **Water Research**, London, v. 25, n. 3, p. 309–311, Mar. 1991.

BOHN, H.L. Redox Potentials. **Soil Science**, Baltimore, v.112, n. 1, p. 39-45, Jan. 1971.

BORTOLUZZI, E.C. et al. Contaminação de águas superficiais por agrotóxicos em função do uso do solo numa microbacia hidrográfica de Agudo, RS. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 10, n. 4, p. 881-887, out./dez. 2006.

BORTOLUZZI, E.C.; POLETO, C. Metodologias para estudos de sedimentos: ênfase na proporção e na natureza mineralógica das partículas. In: MERTEN, G.H. & POLETO, C., (org.). **Qualidade de sedimentos**. Porto Alegre, ABRH, 2006. p.80-140.

- BOSTRÖM, B.; JANSSON, M.; FORSBERG, C. Phosphorus release from lake sediments. **Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.** Amsterdam, v. 18, n.1, p. 5–59, Jan./feb. 1982.
- BROOKES, P. C.; POWLSON, D. C. Preventing phosphorus losses during perchloric acid digestion of sodium bicarbonate soil extracts. **Journal of Science and Food Agriculture**, Chichester, v. 32, n. 7, p. 671-674, July. 1981.
- BROOKINS, D. G. **Eh-pH Diagrams for Geochemistry**. 1 ed. Albuquerque: Springer-Verlag, 1988. 176p.
- BROOKS, K. N. et al. **Hydrology and the management of watersheds**. Ames, Iowa State University Press, 1991. 392p.
- CAMPOS, A. B. **Effects of redox on the solution chemistry and aggregate stability of Midwest upland soils**. 2006. 231f. Tese – Purdue University, West Lafayette, 2006
- CANTALICE, J. R. B. et al. Hidráulica do escoamento e transporte de sedimentos em solo franco-argilo-arenoso. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 29, n. 4, p. 597-607, jul. 2005.
- CHRISTOPHORIDIS C.; KONSTANTINOS F. Conditions Affecting the Release of Phosphorus from Surface Lake Sediments. **Journal of Environmental Quality**, Stanford, v.35, n. 4, p. 1181 –1192, Jul./aug. 2006.
- COGO, N. P.; LEVIEN, R.; SHWARZ, R. A. Perdas de solo e água por erosão hídrica influenciadas por métodos de preparo, classes de declive e níveis de fertilidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, n. 4, p. 743-753, ago. 2003.
- COPETTI, A. C. C. et al. Distribuição e dinâmica do uso das terras: o caso da Microbacia Hidrográfica do Arroio Lino, Agudo RS. In: III CONGRESSO BRASILEIRO DE AGROECOLOGIA, 2005, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis, 2005. 1 CD-ROM.
- CORRELL, D. L. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: A review. **Journal Environmental Quality**, Stanford, v. 27, n. 2, p. 261-266, Mar./apr. 1998.
- CROSS, A. F.; SCHLESINGER, W. H. A literature review and evaluation of the Hedley fractionation: Applications to the biogeochemical cycle of soil phosphorus in natural ecosystems. **Geoderma**, Durham, v. 64, n. 3, p. 197-214, Jan. 1995.
- DANIEL, T. C.; SHARPLEY, A. N.; LEMUNYON, J. L. Agricultural phosphorus sand eutrophication: A symposium overview. **Journal Environmental Quality**, Stanford, v.27, p.251-257, n.2, Mar./apr. 1998.
- DALMOLIN, R. S. D.; PEDRON, F. A.; AZEVEDO, A. C. et al. **Levantamento semidetalhado de solos da microbacia do arroio Lino – município de Agudo (RS)**. 2003, 84p.
- DIAZ, R. J. Overview of hypoxia around the world. **Journal of environmental quality**, Stanford, v. 30, n. 2, p. 275-344, Mar. 2001.

DICK, W. A.; TABATABAI, M. A. Determination of orthophosphate in aqueous solutions containing labile organic and inorganic phosphorus compounds. **Journal of Environmental Quality**, Stanford, v. 6, n. 1, p. 82–85, Jan./mar. 1977.

FARIA, A. P. Influência da vegetação nos processos fluviais de bacias de 1ª ordem. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 5, n. 3, p. 59-68, jul./set. 2000.

GAO, L. et al. Phosphorus fractions in sediment profiles and their potential contributions to eutrophication in Dianchi Lake. **Environmental Geology**, Berlin, v. 48, n. 7, p. 835-844, Oct. 2005.

GATIBONI, L. C. **Disponibilidade de formas de fósforo do solo às plantas**. 2003. 247f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria.

GATIBONI, L. C.; KAMINSKI, J.; RHEINHEIMER, D. S. Modificações nas formas de fósforo do Solo após extrações sucessivas com Mehlich-1, Mehlich-3 e resina trocadora de ânions. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 29, n. 3, p. 363-371, junho. 2005.

GATIBONI, L. C. et al. Biodisponibilidade de formas de fósforo acumuladas em solo sob sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, n. 4, p. 691-699, ago. 2007.

GATIBONI, L. C. et al. Formas de fósforo no solo após sucessivas adições de dejetos líquidos de suínos em pastagem natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 4, p. 1753-1761, ago. 2008.

GBUREK, W. J.; SHARPLEY, A. N. Hydrologic controls on phosphorus loss from upland agricultural watersheds. **Journal of Environmental Quality**, Stanford, v. 27, n. 2, p. 267-277, Mar/apr. 1998.

GBUREK, J. W. et al. Phosphorus management at the watershed scale: a modification of the phosphorus index. **Journal of Environmental Quality**, Stanford, v. 29, n.1, p. 130-144, Jan./feb. 2000.

GIBSON, C. E. The dynamics of phosphorus in freshwaters and marine environments. In: TUNNEY, H.; CARTON, O.T.; BROOKES, P.C.; JOHNSTON, A.E. **Phosphorus loss from soil to water**. Cambridge: CAB International, 1997. cap. 5, p 119-136.

GONÇALVES, C. S. **Caracterização de sedimentos e de contaminantes numa microbacia hidrográfica antropizada**. 2007. 94f. Tese (Doutorado em Ciência de Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.

GRUNWALD, S.; FREDE, H. G. Using the modified agricultural non-point source pollution model in German watersheds. **Catena**, Amsterdam, v.37, n. 3, p. 319-328, Oct. 1999.

HARPOLE, W. S.; TILMAN, D. Grassland species loss resulting from reduced niche dimension. **Nature**, London, v. 446, n. 7137, p. 791-793, Apr. 2007.

HAYGARTH, P. M.; JARVIS, S. C. Transfer of phosphorus from agricultural soils. **Advances in Agronomy**. St. Louis, v. 66, n. 1, p. 195-249, Jan. 1999.

- HEATHWAITE, L.; SHARPLEY, A.; GBUREK, W. A conceptual approach for integrating phosphorus and nitrogen management at watershed scales. **Journal Environmental Quality**, Stanford, v.29, n.1, p.158-166, Jan./fev. 2000.
- HECKRATH, G. et al. Phosphorus leaching from soils containing different phosphorus concentrations in Broadbalk experiment . **Journal of Environmental Quality**, Stanford, v.24, n. 5, p. 904-910, Sep./oct. 1995.
- HEDLEY, M. J.; STEWART, J. W. B.; CHAUHAN, B. S. Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubations. **Soil Science Society American Journal**, Pittsburgh, v. 46, n. 5, p. 970-976, Sep. 1982.
- HU, J.; LIU, Y.; LIU, J. The comparison of phosphorus pools from the sediment in two bays of Lake Dianchi for cyanobacterial bloom assessment. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 121, n. 1, p. 1-14, Jan. 2006.
- HU, J.; SHEN, Q.; LIU, Y. Mobility of different phosphorus pools in the sediment of Lake Dianchi during Cyanobacterial blooms. **Environmental Monitoring and Assessment**, Amsterdam, v. 132, n.1, p. 141-153, Oct. 2007.
- HULOT, F. D. et al. Functional diversity governs ecosystem response to nutrient enrichment. **Nature**, London, v. 405, n. 6784, p. 340-344, May 2000.
- JENNY, H. **Factors of soil formation**. New York: McGraw-Hill, 1941. 191 p.
- KÄMPF, N.; CURI, N. Óxidos de ferro: indicadores de ambientes pedogênicos e geoquímicos. In: **Tópicos em Ciência do Solo**. v.1. Viçosa: SBCS, 2000.
- KÄMPF, N.; SCHEINOST, A. C.; SCHULZE, D. G. Oxide Minerals. In: Malcolm E. Sumner. (Org.). **Handbook of Soil Science**. 1 ed. Boca Raton: CRC Press, 2000, p. 125-168.
- KÄMPF, N.; CURI, N. Argilominerais em solos brasileiros. In: Curi et al. (ed.). **Tópicos em Ciência do Solo**. v.3. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2003, p. 1-54.
- KATSEV, S. et al. Factors controlling long-term phosphorus efflux from lake sediments: exploratory reactive-transport modeling. **Chemical Geology**, Toulouse, v. 234, n. 2, p. 127-147, Oct. 2006.
- KIM, L.H.; CHOI, E.; STENSTROM, M. K. Sediment characteristics, phosphorus types and phosphorus release rates between river and lake sediments. **Chemosphere**, Los Angeles, v. 50, n. 1, p. 53-61, Jan. 2003.
- KLEEBOEG, A.; KOZERSKI, H. P. Phosphorus release in Lake Grober Muggelsee and its implications for lake restoration. **Hydrobiologia**, Amsterdam, v. 342/343, n. 0, p. 9-26, Jan. 1997.
- LAKE, B. A. et al. Factors contributing to the internal loading of phosphorus from anoxic sediments in six Maine, USA, lakes. **Science of the Total Environment**, St. Louis, v. 373, n. 3, p. 534-541, Feb. 2007.

LIU, J.; DIAMOND, J. China's environment in a globalizing world. **Nature**, London, v. 435, n. 7046, p. 1179-1186, June. 2005.

MACHADO, R. E.; VETORAZZI, C. A.; Simulação da produção de sedimentos para a microbacia hidrográfica do Ribeirão dos Marins (SP). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, n. 3, p. 735-741, ago. 2003.

MARINS, R. V.; FILHO, F. J. P.; ROCHA, C. A. S. Geoquímica de fósforo como indicadora da qualidade ambiental e dos processos estuarinos do Rio Jaguaribe – Costa Nordeste Oriental Brasileira. **Química Nova**, São Paulo, v. 30, n. 5, p. 1208-1214, set./out. 2007.

MARCHIORI, J. N. C. **Fitogeografia do Rio Grande do Sul**: enfoque histórico e sistemas de classificação. Porto Alegre: Ed. EST, 2002. 118p.

MARTINAZZO, R. **Diagnóstico da fertilidade de solos em áreas sob plantio direto consolidado**. 2006. 84f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.

MARTINS, S. G. et al. Perdas de solo e água por erosão hídrica em sistemas florestais na região de Aracruz (ES). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, n. 3, p. 395-403, jun. 2003.

McKEAN, S. J.; WARREN, G. P. Determination of phosphate desertion characteristics in soils using successive resin extractions. **Communication in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v.27, n. 9, p. 2397-2417, May 1996.

MELLO, E. L. et al. Perdas de solo e água em diferentes sistemas de manejo de um Nitossolo Háplico submetido à chuva simulada. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, n.5, p. 901-909, out. 2003.

MERTEN, G. H.; MINELLA, J. P. G. Impact on sediment yield due to the intensification of tobacco production in a catchment in Southern Brazil. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.36, n. 2, p.669-672, abr. 2006.

MINELLA, J. P. G. Avaliação parâmetros hidrossedimentométricos numa bacia do Rio Grande do Sul. **Revista Eletrônica de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 1, n. 1, p. 46-51, jan. 2004.

MINELLA, J. P. G. et al. Identificação e implicações para a conservação do solo das fontes de sedimentos em bacias hidrográficas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, n. 6, p. 1637-1646, dez. 2007.

MIOLA, G. R. **Extração de P, K, Ca e Mg do solo por diferentes métodos e avaliação da disponibilidade de P às plantas**. 1995. 127f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre.

MONTIBELLER-FILHO, G. **O mito do desenvolvimento sustentável**: Meio ambiente e custos sociais no moderno sistema produtor de mercadorias. 3. ed. Florianópolis: Ed. da UFSC, 2008. p. 124-131.

MURPHY, J.; RILEY, J. P. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. **Analytica Chimica Acta**, St. Louis, v.27, n. 1, p.31-36, Jan. 1962.

NIELSEN, M. G.; KAHL, J. S. Nutrient export from watersheds on Mt. Desert Island, Maine, as a function of land use and fire history. **Environmental Monitoring and Assessment**, Amsterdam, v.126, n. 1, p. 81-96, Mar. 2007.

PARFITT, R. L. Anion adsorption by soils and soil materials. **Advances in Agronomy**, St. Louis, v. 30, n. 1, p. 1-50, Apr. 1978.

PELLEGRINI, J. B. R. **Fósforo na água e no sedimento na microbacia hidrográfica do arroio Lino - Agudo - RS**. 2005. 85f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.

PELLEGRINI, A. **Sistemas de cultivo da cultura do fumo com ênfase às práticas de manejo e conservação do solo**. 2006, 90f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.

PERKINS, R. G.; UNDERWOOD, G. J. C. The potential for phosphorus release across the sediment-water interface in an eutrophic reservoir dosed with ferric sulphate. **Water Research**, London, v. 35, n. 6, p. 1399-1406, Apr. 2001.

QUINTON, J. N.; CATT, J. A.; HESS, T. M. The selective removal of phosphorus from soil: Is event size important? **Journal of Environmental Quality**, Stanford, v.30, n. 2, p. 538-545, Mar. 2001.

RABALAIS, N. N.; TURNER, R. E.; WISEMAN, W. J. J. Hypoxia in the Gulf of Mexico. **Journal of Environmental Quality**, Stanford, v. 30, n. 2, p. 320-329, Mar. 2001.

RESCK, D. V. S. et al. Intensidade de perdas de nutrientes em um Podzólico Vermelho-Amarelo utilizando-se simulador de chuva. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.4, n. 1, p. 188-192, jan./abr. 1980.

RHEINHEIMER, D. S. et al. Fósforo orgânico do solo. In: SANTOS, G.A.; CAMARGO, F.A.O. (Eds). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais & subtropicais**. Porto Alegre: Gênese, 1999. p.139-157.

RHEINHEIMER, D. S. **Dinâmica do fósforo em sistema de manejo de solos**. 2000. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

RHEINHEIMER, D. S.; ANGHINONI, I. Distribuição do fósforo inorgânico em sistemas de manejo de solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.36, n. 1, p.151-160, jan. 2001.

RHEINHEIMER, D. S.; CONTE, E.; ANGHINONI, I. Formas de acumulação de fósforo pela aplicação de fosfato em solo no sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, n. 5, p. 893-900, set./out. 2003.

RHEINHEIMER, D. S.; GATIBONI, L. C.; KAMINSKI, J. Fatores que afetam a disponibilidade do fósforo e o manejo da adubação fosfatada em solos sob sistema plantio direto. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 38, n. 2, p. 576-586, mar./abr. 2008.

ROBERT, M.; TESSIER, D. Méthode de préparation des argiles des sols pour des études minéralogiques. **Annales Agronomiques**, Paris, v. 25, n. 6, p. 859-882, May 1974.

SCHICK, J. et al. Erosão hídrica em cambissolo húmico alumínico submetido a diferentes sistemas de preparo e cultivo do solo. II. Perdas de nutrientes e carbono orgânico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.24, n. 2, p.437-447, abr. 2000.

SCHWERTMANN, U.; R. M. TAYLOR. Iron Oxides. In: Dixon J. B. & Weed S. B. (ed.), **Minerals in Soil Environments**, Wisconsin : SSSA, 1989, p.380-427.

SEGANFREDO, M. L.; ELTZ, F. L. F.; BRUM, A. C. R. Perdas de solo, água e nutrientes por erosão em sistemas de culturas em plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.21, n. 2, p.287-291, abr. 1997.

SEQUINATTO, L. **A insustentabilidade do uso do solo com fumicultura em terras declivosas**. 2007, 155f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.

SETA, A.K. et al. Reducing soil erosion and agricultural chemical losses with conservation tillage. **Journal of Environmental Quality**, Stanford, v.22, n. 4, p.661-665, Oct./dec. 1993.

SHANG, G. P.; SHANG, J. C. Spatial and temporal variations of eutrophication in western Chaohu Lake, China. **Environmental Monitoring and Assessment**, Amsterdam, v. 130, n.1, p. 99-109, July 2007.

SHARPLEY, A. N.; MENZEL, R. G. The impact of soil and fertilizer phosphorus on the environment. **Advances in Agronomy**, St. Louis, v. 41, n. 1, p. 297-324, Jan. 1987.

SHARPLEY, A. N.; HALVORSON, D. A. The management of soil phosphorus availability and its impact on surface water quality. In: LAL, R. & STEWART, B.A.(Ed) **Soil Processes and Water Quality**. Madison. p.7-89, 1994.

SHARPLEY, A. N. et al. Phosphorus transfers from terrestrial to aquatic ecosystems. In: Tiessen, H. **Phosphorus in the global environment: transfers, cycles and management**. Chichester: John Wiley & Sons, 1995. cap. 11, p. 171- 200.

SHARPLEY, A. et al. Determining environmentally sound soil phosphorus levels. **Journal Soil Water Conservation, Askeny**, v.51, n. 2, p.160-166, Mar./Apr. 1996.

SHEFFER, M. et al. Catastrophic Shifts in Ecosystems. **Nature**, London, v. 413, n. 6856, p. 591-596, Oct. 2001.

SILVA, A. M. et al. Perdas de solo, água, nutrientes e carbono orgânico em Cambissolo e Latossolo sob chuva natural. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 40, n. 12, p. 1223-1230, dez. 2005.

- SIMS, J. T.; SIMARD, R. R.; JOERN, C. B. Phosphorus losses in agricultural drainage: Historical perspective and current research. **Journal of Environmental Quality, Stanford** v.27, n. 2, p.277-293, Mar./apr. 1998.
- SMITH, S. J.; SHARPLEY, A. N.; BERG, W. A. et al. Water quality characteristics associated with southern plains grasslands. **Journal of Environmental Quality, Stanford**, v.21, p.595-601, n. 4, Oct./dec. 1992.
- SONDERGAARD, M. J.; JENS, P.; JEPPESEN, E. Role os sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. **Hydrobiologia**, Amsterdam, v.506, n. 2, p. 135-145, Nov. 2003.
- SPEARS, B.M. et al. Sediment phosphorus cycling in a large shallow lake: spatio-temporal variation in phosphorus pools and release. **Hydrobiologia**, Amsterdam, v. 584, n. 1, p. 37-48, June 2007.
- STUMM, W.; MORGAN, J. J. **Aquatic chemistry: Chemical equilibria and rates in natural waters**. 3 ed. New York : John Wiley & Sons, 1996. 1022p.
- TÁVORA, M. R. P. et al. Perdas de solo, água e nutrientes em Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico de Ubajara (CE). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.9, n. 4, p.63-66, set. 1985.
- TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A. et al. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre: UFRGS/FA/DS, 1995. 174 p.
- TILMAN, D. et al. Agricultural sustainability and intensive production practices. **Nature**, London, v. 418, n. 6898, p. 671-677, Aug. 2002.
- TYRRELL, T. The relative influences of nitrogen and phosphorus on oceanic primary production. **Nature**, London, v. 400, n. 6744, p. 525-531, Aug. 1999.
- UUSITALO, R.; TURTOLA, E. Ecological Risk Assessment Determination of Redox-Sensitive Phosphorus in Field Runoff without Sediment Preconcentration. **Journal of Environmental Quality**, Stanford, v. 32, n. 1, p. 70–77, Jan. 2003.
- WANG, S. et al. Effects os dissolved oxygen supply level on phosphorus release from lake sediments. **Colloids surface. A: Physiochemistry Engineering Aspects**, New York, v. 1, n. 319, p. 1-8, Apr. 2008.
- WICKHAM, J. D.; WADE, T. G.; RIITERS, K. H.; Detecting temporal change in watershed nutrient yields. **Environmental Management**, Washington, v.42, n. 2, p. 223-231, Aug. 2008.
- YANG, X. et al. Mechanisms and assessment of water eutrophication. **Journal of Zhejiang University Science B**, Zhejiang, v. 9, n. 3, p. 197-209, Mar. 2008.
- YLI-HALLA, M. et al. Assessment of soluble phosphorus load in surface runoff by soil analyses. **Agriculture Ecosystems & Environment**. Stanford, v.56, n. 1, p.53-62, Mar. 1995.



ZHANG, H.; SHAN, B. Historical distribution and portioning of phosphorus in sediments in an agricultural watershed in the Yangtze-Huaihe Region, China. **Environmental Science Technology**, Iowa, v. 42, n. 7, p. 2328-2333, Apr. 2008.

## 8. ANEXOS

ANEXO A - Transferência de água e de sedimento durante as coletas realizadas em eventos pluviométricos ocorridos em três épocas distintas na pequena bacia hidrográfica rural do Arroio Lino de Nova Boêmia, Agudo – RS.

### *Coleta realizada na época de pousio hiberna*

Número da amostra	Hora	Lâmina média	Vazão ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ )	Volume de água ( $\text{m}^3$ )	Volume de água acumulado ( $\text{m}^3$ )	Concentração de sedimento ( $\text{g l}^{-1}$ )	Sedimento escoado (kg)	Sedimento acumulado (kg)
1	20:45	0,86	8,77	9	9	0,3	3	3
2	20:55	0,87	8,81	18	26	0,4	6	9
3	21:00	0,87	8,88	27	53	7,4	198	208
4	21:02	0,88	8,91	36	89	4,8	171	379
5	21:03	0,88	8,93	45	133	14,6	653	1032
6	21:09	0,88	8,96	54	187	21,1	1132	2164
7	21:13	0,88	9,00	63	250	17,3	1087	3252
8	21:15	0,88	9,03	72	322	13,8	997	4248
9	21:17	0,89	9,05	81	404	13,2	1078	5326
10	21:19	0,89	9,06	91	494	12,4	1126	6452
11	21:21	0,89	9,08	100	594	10,9	1092	7544
12	21:27	0,89	9,12	109	704	10,1	1106	8650
13	21:32	0,90	9,17	119	823	8,8	1053	9703
14	21:40	0,90	9,23	129	952	6,3	817	10520
15	21:55	0,91	9,33	140	1092	3,6	503	11023
16	22:02	0,92	9,43	151	1243	3,0	455	11479
18	22:12	0,92	9,51	171	1414	2,3	391	11870
19	22:30	0,93	9,63	183	1597	1,1	209	12079
20	22:45	0,94	9,78	196	1793	1,7	328	12407

## ANEXO A – continuação ...

*Coleta realizada na época de pós-colheita*

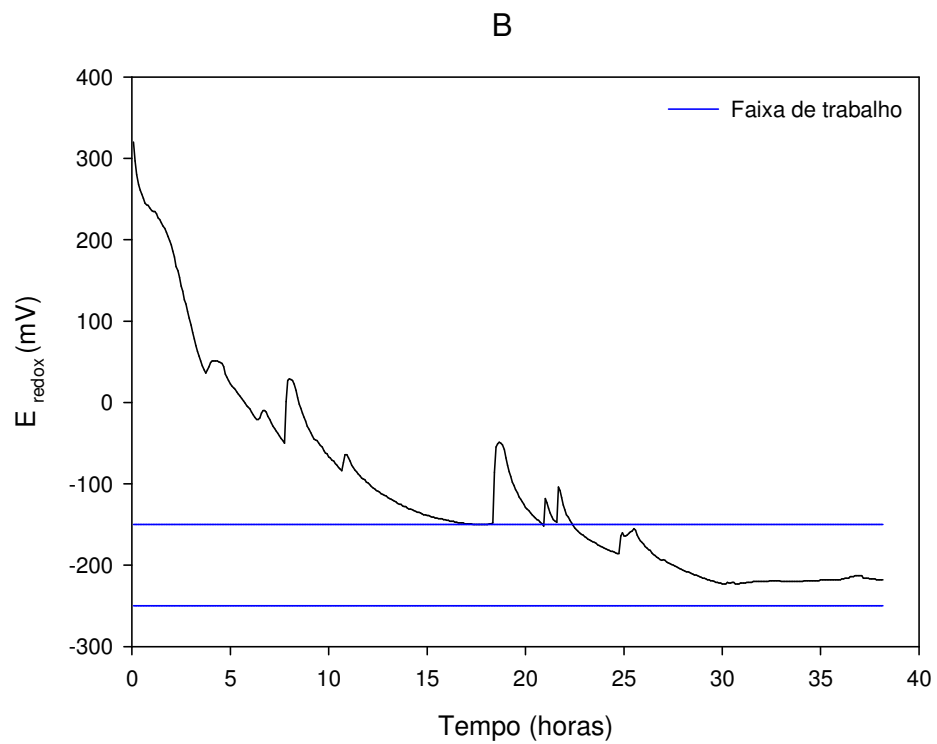
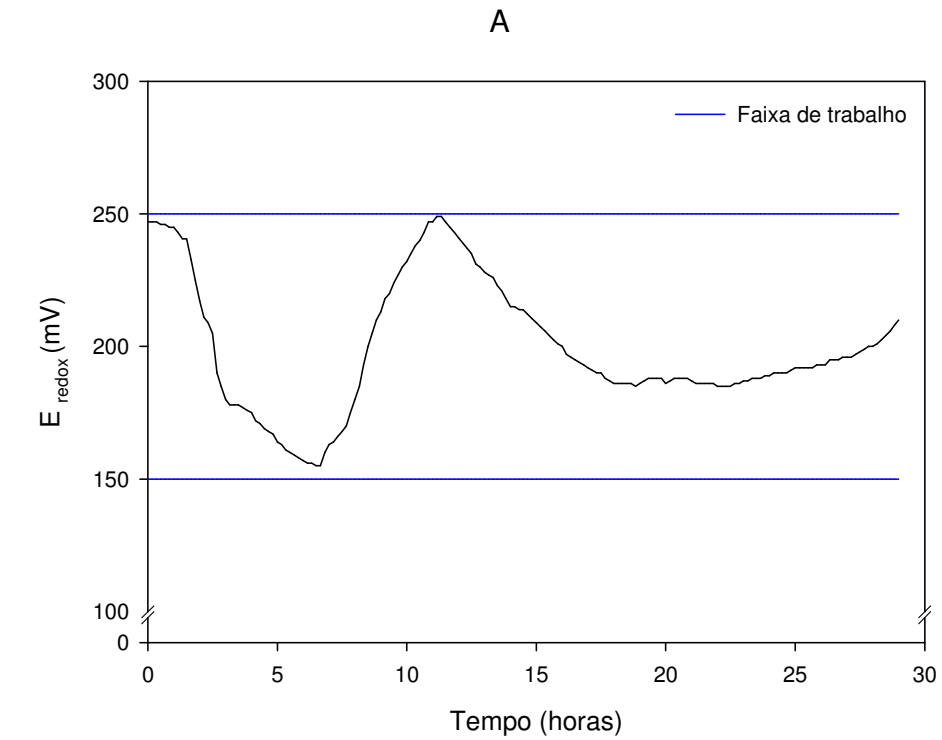
Número da amostra	Hora	Lâmina média	Vazão ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ )	Volume de água ( $\text{m}^3$ )	Volume de água acumulado ( $\text{m}^3$ )	Concentração de sedimento ( $\text{g l}^{-1}$ )	Sedimento escoado (kg)	Sedimento acumulado (kg)
1	12:40	0,53	4,69	5	5	0,0	0	0
2	12:55	0,53	4,75	10	14	0,0	0	0
3	13:00	0,54	4,83	14	29	2,2	32	32
4	13:10	0,55	4,89	20	48	2,7	53	86
5	13:14	0,55	4,94	25	73	2,5	62	148
6	13:18	0,55	4,98	30	103	1,9	58	205
7	13:30	0,56	5,04	35	138	1,1	40	245
8	13:41	0,57	5,13	41	179	0,6	25	271
9	13:52	0,57	5,22	47	226	0,2	8	279
10	14:03	0,58	5,31	53	279	0,1	4	282
11	14:15	0,59	5,40	59	339	0,1	6	289
12	14:33	0,60	5,52	66	405	0,2	12	300
13	15:00	0,62	5,70	74	479	0,1	10	311
14	15:30	0,64	5,94	83	562	0,2	14	325
15	16:00	0,66	6,18	93	655	0,2	19	344
16	16:33	0,68	6,45	103	758	0,1	14	359

## ANEXO A – continuação ...

*Coleta realizada na época de transplante - aterramento*

Número da amostra	Hora	Lâmina média	Vazão ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ )	Volume de água ( $\text{m}^3$ )	Volume de água acumulado ( $\text{m}^3$ )	Concentração de sedimento ( $\text{g l}^{-1}$ )	Sedimento escoado (kg)	Sedimento acumulado (kg)
1	06:38	0,28	2	2	2	0,1	0	0
2	06:50	0,28	2	4	6	0,3	1	2
3	06:55	0,29	2	6	13	5,0	33	34
4	07:05	0,29	2	9	22	5,7	51	85
5	07:09	0,30	2	11	33	4,7	53	138
6	07:18	0,30	2	14	47	2,5	35	173
7	07:25	0,31	2	17	63	2,6	43	215
8	07:40	0,31	2	19	83	3,0	58	273
9	07:50	0,32	3	23	105	3,9	88	361
10	08:05	0,33	3	26	131	2,1	54	415
11	08:15	0,34	3	30	161	1,6	48	463
12	08:25	0,35	3	33	194	1,5	51	514
13	08:35	0,35	3	37	231	1,2	46	560
14	08:45	0,36	3	41	272	1,2	47	607
15	09:00	0,37	3	45	317	1,0	45	653
16	09:10	0,38	3	49	366	1,0	50	702
18	09:35	0,39	3	58	423	1,3	75	777
19	09:55	0,41	3	64	488	1,1	72	849
20	10:10	0,42	3	70	557	1,1	77	927
21	10:25	0,43	4	76	633	1,1	83	1010
22	10:40	0,44	4	82	715	0,9	74	1083
23	10:55	0,45	4	88	803	0,8	67	1151
24	11:10	0,46	4	95	898	0,5	44	1194

ANEXO B – Curvas de redução em função do tempo e faixas de trabalho em ambiente oxidado (A) e em ambiente reduzido (B).



ANEXO C – Textura do sedimento erodido em três épocas distintas e coletados na calha e nas sub-bacias a pequena bacia hidrográfica rural do Arroio Lino de Nova Boêmia, Agudo – RS.

Fases da vazão	Fração areia	Fração silte	Fração argila
	----- g.kg <sup>-1</sup> -----		
	Precipitação ocorrida no período de pousio hibernar		
Ascendente	34,26	854,44	111,30
Máxima vazão	52,33	464,66	483,01
Descendente	54,22	508,92	436,86
	Precipitação ocorrida no período de transplante		
Ascendente	38,82	818,21	142,97
Máxima vazão	33,20	701,84	264,97
Descendente	23,16	616,18	360,66
	Precipitação ocorrida no período de pós-colheita		
Ascendente	2,99	646,90	350,10
Máxima vazão	8,00	972,00	20,00
Descendente	3,83	497,61	498,56

## ANEXO C - continuação...

	Fração areia	Fração silte	Fração argila
	----- g kg <sup>-1</sup> -----		
Precipitação ocorrida no período de pousio hibernar			
<i>Braço direito</i>			
Não antropizada	41,42	331,38	627,19
Antropizada Norte	8,99	221,71	769,30
Antropizada Sul	100,23	683,39	216,38
Converg.	200,66	546,31	253,03
<i>Braço esquerdo</i>			
Menos antropizada	23,64	874,69	101,66
Mais antropizada	38,57	689,01	272,42
Precipitação ocorrida no período de transplante – aterramento			
<i>Braço direito</i>			
Não antropizada	250,00	500,00	250,00
Antropizada Norte	72,34	742,55	185,11
Antropizada Sul	88,24	764,71	147,06
Converg.	133,27	753,89	112,84
<i>Braço esquerdo</i>			
Menos antropizada	119,80	838,62	41,58
Mais antropizada	222,41	650,54	127,05

ANEXO D – Amostrador automático de nível ascendente instalado nas sub-bacias do pequena  
bacia hidrográfica rural do Arroio Lino de Nova Boêmia, Agudo – RS.





## ANEXO E – Reatores construídos para controlar as condições de redução do sedimento.

