



UFSM

Dissertação de Mestrado

**FÓSFORO NA ÁGUA E NO SEDIMENTO
NA MICROBACIA HIDROGRÁFICA DO
ARROIO LINO - AGUDO - RS**

João Batista Rossetto Pellegrini

P P G C S

Santa Maria, RS, Brasil

2005

**FÓSFORO NA ÁGUA E NO SEDIMENTO
NA MICROBACIA HIDROGRÁFICA DO
ARROIO LINO - AGUDO - RS**

por

João Batista Rossetto Pellegrini

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. Dr. Danilo Rheinheimer dos Santos

Santa Maria, RS, Brasil

2005

**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

**FÓSFORO NA ÁGUA E NO SEDIMENTO NA MICROBACIA
HIDROGRÁFICA DO ARROIO LINO - AGUDO - RS**

elaborada por
João Batista Rossetto Pellegrini

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

COMISSÃO EXAMINADORA:

Prof. Dr. Danilo Rheinheimer dos Santos
(Presidente/Orientador) - CCR - UFSM

Prof. Dr. João Kaminski
CCR - UFSM

Prof. Dr. Luciano Colpo Gatiboni
CEO - UDESC

Santa Maria, 19 de fevereiro de 2005

**À minha esposa Monalisa
Aos meus pais Tarcísio (*in memória*) e Ana Maria**

Dedico este trabalho

AGRADECIMENTOS

À minha família pelo incentivo e ajuda em todos os momentos;

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

Ao professor Danilo pelo apoio e orientação na realização deste e outros trabalhos;

Aos colegas Celso, André, Vinícius, Antônio e Marcelo, pela amizade e colaboração na realização deste trabalho;

Aos professores, funcionários e colegas do Departamento de Solo pela amizade, apoio e aprendizagem;

Ao professor Gustavo Merten e ao colega Jean Minela, do IPH-UFRGS, pelos ensinamentos e motivação;

Às instituições componentes do projeto de monitoramento ambiental em microbacias hidrográficas do programa RS-Rural (DS-UFSM, IPH-UFRGS, EMATER e FEPAGRO);

Ao CNPq pela concessão da bolsa de estudo;

À comunidade de Nova Boêmia pela hospitalidade e valorização desse trabalho;

Aos trabalhadores brasileiros que possibilitam a manutenção da universidade pública e gratuita.

SUMÁRIO

RESUMO	pg vii
ABSTRACT	viii
LISTA DE TABELAS	ix
LISTA DE FIGURAS	x
LISTA DE ANEXOS	xi
LISTA DE SIGLAS E SÍMBOLOS	xii
1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
2.1 Histórico do uso e ocupação dos solos de encosta.....	4
2.2 As transferências de fósforo nos agroecossistemas.....	7
2.3 A dinâmica do fósforo nas águas superficiais.....	11
2.3.1 Fontes de poluição com fosfato.....	11
2.3.2 Mecanismos de transferência de sedimento e fósforo.....	13
2.3.3 As transformações do fósforo na água.....	16
2.4 A estimativa das formas de fósforo na água e nos sedimentos.....	20
2.5 O fósforo e a eutroficação das águas.....	22
3. OBJETIVOS	
3.1 Objetivo geral.....	26
3.2 Objetivos específicos.....	26
4. MATERIAL E MÉTODOS	27
4.1. Caracterização do local do estudo.....	27
4.2. Locais de amostragem.....	29
4.3. Épocas de amostragem.....	29
4.4. Estratégias de amostragem.....	30
4.5. Análises laboratoriais.....	32
4.5.1. Análises gerais.....	32
4.5.2. Fracionamento físico e químico do fósforo inorgânico.....	32
4.5.2.1. Fósforo solúvel.....	32
4.5.2.2. Fósforo particulado biodisponível.....	33
4.5.2.3. Fósforo total.....	34
4.5.3. Fósforo potencialmente biodisponível e taxa de dessorção.....	34
4.5.4. Relação do fósforo no sedimento-solução.....	35
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	36
5.1. Os diferentes usos solo e sua disposição na área em estudo.....	36
5.2. Concentração de sedimento em diferentes locais da microbacia....	43
5.3. As transferências de fósforo na água.....	47
5.4. As transferências de fósforo nos sedimentos.....	53
5.5. Dessorção de fósforo nos sedimentos.....	58
5.6. Adsorção de fósforo nos sedimentos.....	63
6. CONCLUSÕES	69
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	71
8. ANEXOS	77

RESUMO

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

FÓSFORO NA ÁGUA E NO SEDIMENTO NA MICROBACIA HIDROGRÁFICA DO ARROIO LINO - AGUDO - RS

Autor: João Batista Rossetto Pellegrini

Orientador: Danilo Rheinheimer dos Santos

Local e data da defesa: Santa Maria, 19 de fevereiro de 2005.

A ação antrópica modifica os ecossistemas naturais, alterando as transferências de sedimentos e nutrientes aos ambientes aquáticos. Este trabalho tem como objetivo estudar a dinâmica do fósforo nos cursos d'água durante os eventos pluviométricos e sua relação com a quantidade e as propriedades físico-químicas dos sedimentos oriundos de diferentes condições de uso do solo, em uma microbacia hidrográfica de cabeceira, com sistema de produção de fumo. Determinou-se a concentração de sedimentos e as formas de fósforo solúvel (Ps), particulado biodisponível (Ppb), particulado potencialmente biodisponível (Pppb) e total (Pt) em amostras de água e sedimento coletadas em diferentes épocas do ano e locais da microbacia. Estimou-se, por meio de curvas de adsorção, a capacidade máxima de adsorção (Pmax), a constante relacionada à energia de ligação (k) e a concentração de equilíbrio de fósforo (CEP). Por meio de curvas de dessorção determinou-se a capacidade máxima de dessorção (β) e a taxa de dessorção constante de fósforo (λ). Determinou-se os teores de óxidos de ferro, carbono orgânico total e a granulometria dos sedimentos. As águas coletadas nas áreas com maior ação antrópica apresentaram maiores concentrações de sedimento e de fósforo em todas as formas, comparativamente àquelas coletadas em áreas com maior cobertura florestal. Os sedimentos coletados nas áreas menos antropizadas apresentaram menores teores de Ppb, maior λ e CEP, enquanto os sedimentos erodidos daqueles com maior contribuição de lavouras apresentaram maior k , Pt e capacidade de tamponamento (Pppb e β), estando relacionado aos teores de óxidos de ferro dos sedimentos. As fontes de poluição pontual modificam significativamente a dinâmica do fósforo, aumentando o seu potencial poluente. Por essas razões, os sedimentos erodidos de áreas com maior ação antrópica possuem maior potencial de eutroficação das águas superficiais, por apresentarem maior capacidade de suportar o crescimento de microrganismos aquáticos no longo prazo.

Palavras-chaves: Fósforo, Qualidade de Água, Sedimento, Microbacia Hidrográfica.

ABSTRACT

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

FÓSFORO NA ÁGUA E NO SEDIMENTO NA MICROBACIA HIDROGRÁFICA DO ARROIO LINO - AGUDO - RS

Author: João Batista Rossetto Pellegrini

Adviser: Danilo Rheinheimer dos Santos

Place and date of the defense: Santa Maria, February 19, 2005.

The natural ecosystems are modified by human activities, changing the nutrients and sediments transference to aquatic environments. Our objective were to study the phosphorus (P) dynamic in little cracks after rainfall events, its relation with sediments physical-chemicals properties in a catchment with tobacco culture system under different soil management. It was measured sediments concentration, soluble phosphorus (Ps), particulate bioavailable P (Ppd) potentially bioavailable P (Pppb) e total phosphorus (Pt) in water and sediment samples. These samples were collected in several places during tobacco culture cycle (October to February). In sediments it were analysed the maximum capacity of adsorption (Pmax), the constant related to the bound energy (k) and the phosphorus equilibrium concentration (CEP), using adsorption and desorption. Using desorption curves, it were calculated the maximum desorption capacity (β) and the rate constant of desorption (λ). In the sediments, it was determined the iron oxides and total organic carbon contents, and granulometric distribution. The water collected from the areas with larger antropic action presented larger sediment and phosphorus concentrations in all forms comparatively that collected from areas with larger forest covering. The sediments collected in the areas less antropic presented smaller contents of Ppb, larger λ and CEP, while the sediments of those areas with more soil use presented larger k , Pt and buffering capacity (Pppb and β). These behavior is related to the tenors of iron oxides in the sediments. The punctual sources pollution modify the phosphorus dynamics significantly, increasing the pollutant potential. For these reasons, the sediments from areas with larger antropic action have high potential of eutrophication of its surface waters, because its support the growth of aquatic microorganisms in the long period.

LISTA DE TABELAS

	pg
TABELA 1 – Uso do solo em cada ponto monitorado da microbacia hidrográfica durante o ano de 2003.....	40
TABELA 2 – Concentração de sedimento em diferentes pontos de dois riachos da microbacia hidrográfica do Arroio Lino, Agudo, RS. Médias de seis eventos pluviométricos.....	44
TABELA 3 – Concentração de fósforo na água relacionada ao uso do solo e da área de contribuição em cada ponto da microbacia. Médias de seis eventos.....	48
TABELA 4 – Concentração de fósforo solúvel, biodisponível particulado e total em cada ponto de dois riachos da microbacia hidrográfica do Arroio Lino, Agudo, RS.....	52
TABELA 5 – Concentração de fósforo nos sedimentos coletadas em diferentes épocas e locais em dois riachos da microbacia hidrográfica do Arroio Lino - Agudo, RS.....	55
TABELA 6 – Dessorção na primeira extração (α), dessorção máxima (β) e taxa de dessorção de fósforo (λ) em amostras de sedimentos em suspensão coletados em diferentes condições de uso do solo.....	60
TABELA 7 – Parâmetros relacionados à dinâmica do fósforo em sedimentos coletados em áreas com diferentes graus de ação antrópica da microbacia hidrográfica do Arroio Lino, Agudo, RS. Média de seis eventos.....	65

LISTA DE FIGURAS

	pg
Figura 1 – Localização, relevo e sistema de drenagem da microbacia hidrográfica do Arroio Lino, Agudo –RS.....	27
Figura 2 – Esquema com as datas de amostragem e da cobertura do solo durante o ciclo da cultura do fumo.....	30
Figura 3 – Exemplo da instalação do coletor de nível ascendente, da sua localização na paisagem e do divisor d’água da bacia de drenagem.....	31
Figura 4 – Esquema do fracionamento físico-químico de fósforo na água e no sedimento.....	33
Figura 5 – Mapa cartográfico do riacho A demonstrando o uso do solo, o sistemas de drenagem, as fontes de poluição pontual, os divisores das bacias de drenagem e os pontos de coleta.....	37
Figura 6 – Mapa cartográfico do riacho B demonstrando o uso do solo, o sistema de drenagem, as fontes de poluição pontual, os divisores das bacias de drenagem e os pontos de coleta.....	38
Figura 7 – Fósforo biodisponível particulado (ppb), potencialmente biodisponível (pppb) e particulado não biodisponível (ppnb) e total (pt) em diferentes locais da microbacia hidrográfica do Arroio Lino, Agudo Rs. Os números representam o percentual de Ppb em relação ao Pt.....	54
Figura 8 – Dessorção de fósforo do sedimento em suspensão em vários pontos de dois riachos da microbacia hidrográfica do Arroio Lino, Agudo, RS. Médias de seis eventos pluviométricos.....	59
Figura 9 – Relação entre o fósforo sorvido no sedimento em suspensão e o da solução de dois pontos do Riacho A. Médias de 6 eventos.....	64

LISTA DE ANEXOS

	pg
Anexo 1 – Vista parcial da microbacia hidrográfica do Arroio Lino - Agudo – RS.....	79
Anexo 2 – Mapa de solos semi-detalhado da microbacia hidrográfica do Arroio Lino, Agudo, RS (Dalmolim, 2003).....	80
Anexo 3 – pH da água de vários pontos de coleta e épocas do ano no Arroio Lino, Agudo, RS.....	81
Anexo 4 – Areia, silte e argila em amostras de sedimento coletados em diferentes locais do Arroio Lino, Agudo, RS. Médias de seis eventos pluviométricos.....	82
Anexo 5 – Taxa de dessorção de fósforo (λ) dos sedimentos de diferentes eventos pluviométricos.....	83
Anexo 6 – Exemplo dos principais lugares onde os sedimentos são erodidos.....	84
Anexo 7 – Coeficiente de correlação linear simples entre os parâmetros de dessorção de fósforo e os teores de ferro (extraído por ditionito-citrato-bicarbonato de sódio) e de argila dos sedimentos de diferentes locais da microbacia do Arroio Lino - Agudo – RS.....	85

LISTA DE SIGLAS E SÍMBOLOS

MBH	Microbacia Hidrográfica
UPA	Unidade de Produção Agropecuária
RTA	Resina de Troca Aniônica
RTC	Resina de Troca de Cátions
Ps	Fósforo solúvel
Ppb	Fósforo particulado biodisponível
Pppb	Fósforo particulado potencialmente biodisponível
Ppnb	Fósforo particulado não biodisponível
Pt	Fósforo total
Fe _d	Ferro extraído por ditionito-citrato-bicarbonato de sódio
Fe _o	Ferro extraído por oxalato de amônio
COT	Carbono Orgânico Total
CEP	Concentração de Equilíbrio de Fósforo
P _{max}	Capacidade Máxima de Adsorção de Fósforo
β	Capacidade Máxima de Dessorção de Fósforo
λ	Taxa de Dessorção Constante de Fósforo
α	Fósforo na Primeira Extração com RTA
k	Constante Relacionada à Energia de Ligação do Fósforo

1. INTRODUÇÃO

O relevo e os solos das encostas da Serra Geral do estado do Rio Grande do Sul foram sendo modelados pela ação dos fatores de formação do solo durante milhões de anos. A partir da última glaciação, ocorrida há mais ou menos 12 mil anos, passou a dominar um clima quente e úmido, o qual possibilitou a expansão das florestas e do sistema de drenagem dos rios, com suas inúmeras espécies vegetais e animais. Ao longo desse período várias civilizações como os Guaranis e Caingangues viveram e se sucederam em consonância com a oferta dos recursos naturais em formação.

Nos últimos 50 anos, a intensificação das atividades agropecuárias sobre essa região tem alterado de maneira significativa a dinâmica dos ecossistemas naturais. Os “colonos”, novos proprietários da terra, não mediram esforços e ações na luta pela sobrevivência e melhoria da condição social. Porém, imbuídos nessa luta, mal percebiam que em poucos cultivos, degradavam o que a natureza levava milhares de anos para formar.

Essa ação antrópica altera o ciclo hidrológico natural da água, potencializando os processos dissipativos da energia acumulada na superfície do solo e a sua transferência progressiva aos ecossistemas aquáticos. Nos ecossistemas protegidos pela vegetação esse fenômeno ocorre de modo natural e permanente, tendendo ao equilíbrio por meio da regeneração. Por outro lado, especialmente em ambientes ecologicamente frágeis, o uso inadequado do solo faz com que as taxas de erosão sejam superiores àquelas geradas no processo de formação do solo. As conseqüências desse processo podem ser visualizadas tanto na perda da fertilidade da camada superficial dos solos, quanto na contaminação das águas superficiais, culminando com a transferência de grandes quantidades de elementos químicos aos oceanos e, em nível local, gera a necessidade de reposição dos nutrientes via adições de fertilizantes.

O fósforo é um desses elementos químicos e é o que mais tem proporcionado preocupações, especialmente nos países economicamente

desenvolvidos. Essas preocupações se devem, não ao fato do fósforo de ser um contaminante em si, mas por ser considerado o elemento que mais contribui no desencadeamento da eutroficação dos ecossistemas aquáticos. Nesses países, tendo em vista o histórico de ocupação e uso dos solos para a agricultura, os níveis de fósforo na camada superficial são relativamente altos. Isto têm sido apontado por muitos pesquisadores como uma das principais fontes que contribuem para o aumento dos teores transferidos aos reservatórios aquáticos. Por esse motivo, os estudos estão sendo direcionados para estabelecer o nível crítico ambiental de fósforo disponível no solo e para identificar as fontes de poluição pontuais e difusas de fósforo.

No Brasil, o enfoque das pesquisas sobre fósforo está voltado prioritariamente para o entendimento da sua dinâmica no solo a fim de aumentar a sua disponibilidade às culturas. Os objetivos gerais, quase sempre, são de associar a diminuição da fertilidade da camada superficial do solo às alterações nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, provocadas pelas colheitas e pela erosão do solo. Os estudos relacionados a esse último mecanismo normalmente são realizados em parcelas de perdas de solo e sob chuva simulada, possibilitando isolar os fatores envolvidos no processo. Nesses estudos são usados termos como “perdas de solo e água” ou “perdas de nutrientes”, desconsiderando que esses elementos são apenas transferidos de uma posição para outra da superfície terrestre.

Os poucos trabalhos existentes sobre a dinâmica de fósforo na água têm sido desenvolvidos nas áreas da Liminologia e da Engenharias Ambiental. Normalmente, os trabalhos são realizados tomando-se o fósforo como um dos vários parâmetros de avaliação e monitoramento sazonal da qualidade da água em bacias hidrográficas. A partir desses trabalhos foi estabelecido o valor de $0,025 \text{ mg l}^{-1}$ de fósforo total como limite crítico, sendo inclusive, adotado pela legislação brasileira para todos os cursos d'água. No entanto, ao se considerar as peculiaridades edafoclimáticas, geomorfológicas, fitogeográficas e principalmente as diferenças culturais na ocupação e uso dos recursos naturais

em cada região, pode-se inferir que esse valor não representa o real potencial poluidor do fósforo em um determinado recurso hídrico.

Os estudos de casos e os levantamentos de pesquisas podem contribuir para traçar estratégias de planejamento e gerenciamento integrado dos espaços rurais no que se refere à melhoria e manutenção da qualidade dos recursos naturais. Isso é crucial em regiões ecologicamente frágeis que são utilizadas com culturas anuais com intensa mobilização dos solos e que adotem um pacote tecnológico com uso intensivo de fertilizantes. Por essas razões, este trabalho se propõe a estudar a dinâmica do fósforo na água em relação a qualidade e a quantidade de sedimentos produzidos durante os eventos pluviométricos, em diferentes condições de uso e manejo do solo, numa microbacia hidrográfica de cabeceira, com sistema de produção de fumo.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Histórico do uso e ocupação dos solos de encosta

A ocupação das áreas florestadas do estado do Rio Grande do Sul se deu como resultado de inúmeros processos migratórios e ciclos produtivos, que se sucederam ao longo dos últimos dois séculos (Ab' Sáber, 2003). As primeiras incursões sobre o território foram feitas com os objetivos de retirar madeira para a construção das cidades e abrir caminho para a passagem das tropas militares e dos tropeiros que forneciam alimentos e utensílios às regiões de mineração e em guerra (Pesavento, 1983). Os primeiros grupos a se fixarem na região de serra e floresta foram os caboclos e os negros que fugiam das guerras e do regime de escravidão das fazendas nas regiões de campo. A sobrevivência dessas pessoas era baseada em alimentos retirados de pequenas lavouras de subsistência, da atividade de extração da erva-mate, da caça e da pesca (Golin, 2001).

No século XIX, o governo imperial decidiu povoar essa região de serra e selva, para garantir a posse efetiva do território até então em disputa com a Espanha. E foi a partir da segunda metade deste século que começaram a chegar as primeiras levas de imigrantes europeus, principalmente de alemães e italianos. Os alemães foram se estabelecendo preferencialmente às margens dos rios, e os italianos, se direcionaram para as áreas de serra. Essa colonização, como ficou conhecida, apresentou várias características, que dentre elas, destacam-se a divisão do território em pequenos lotes, com área média de 25 hectares por família; o uso da tração animal nas operações de preparo e cultivo; a derrubada da floresta e o uso intensivo do solo (Brum, 1987).

Inicialmente, a derrubada e queima da floresta, com o posterior revolvimento do solo, foram as principais práticas de manejo utilizadas. Isto garantiu num primeiro momento, a implantação das culturas de subsistência, e conseqüentemente, o estabelecimento das famílias de imigrantes. No entanto,

a retirada da cobertura florestal com a implantação dos cultivos aumentaram as transferências de matéria orgânica e de nutrientes da superfície do solo por meio das colheitas, da decomposição dos resíduos vegetais e, principalmente, pela erosão hídrica. Pelo tamanho reduzido dos lotes, aliado ao aumento do número de componentes por família, promoveu o uso intenso do solo e um conseqüente esgotamento da sua fertilidade natural. O que acabou sendo um dos motivos que levou muitas famílias a migrarem para outras regiões em busca de novas terras (Brum, 1987). Foi durante esse ciclo produtivo, que tinha como culturas principais o trigo no período de inverno e o consórcio milho-feijão no verão, que se fizeram os maiores desmatamentos, por exigirem uma maior superfície de área cultivada por família. Na década de 40, a cobertura com florestas nativas ocupava em torno de 46% da área total do estado, chegando a menos de 6% no final dos anos 70 (Rio Grande do Sul, 2002).

A partir da metade do século passado, a modernização da agricultura possibilitou que os pequenos agricultores familiares pudessem, pela aplicação de fertilizantes industriais, melhorar e recuperar a fertilidade do solo das glebas de cultivo e das áreas degradadas. Em grande parte dessas unidades de produção agropecuária as culturas, então tradicionais, foram cedendo espaço para a cultura do fumo e para a criação de animais em confinamento. Por conta dessas e de outras mudanças, tais como, o aumento do êxodo rural, da criação da legislação que proíbe a derrubada da mata, que estabeleceu esta região como área de preservação ambiental permanente, da diminuição do número de pessoas por família, entre outras, houve uma redução considerável da área cultivada no Estado. Conseqüentemente, houve um aumento da cobertura florestal, que atingiu 17,5% no último levantamento realizado pelo inventário florestal (Rio Grande do Sul, 2002).

Atualmente, a pressão econômica exercida pelas agroindústrias do fumo sobre os agricultores leva-os a exploração intensiva dos recursos solo e vegetação, especialmente pelo cultivo convencional e retirada da lenha para secagem do fumo. Normalmente os solos são cultivados fora de sua capacidade de uso e aptidão agrícola. Muitas áreas vegetadas no topo dos

morros, próximas às nascentes e margens dos cursos d'água são derrubadas, conforme a demanda por novas áreas de cultivo. Essas ações acabam conflitando com os planos e programas institucionais de desenvolvimento rural local e regional, que levam em consideração não só a renovação e recuperação desses recursos, mas também, da qualidade da água.

As regiões de microbacias de cabeceiras, ou de primeira ordem, por apresentarem, entre outras características, relevo declivoso e solos relativamente rasos e com baixa capacidade de suporte físico e biológico, são considerados ambientes ecologicamente frágeis, principalmente quando alteradas as condições naturais. Quando os solos são usados fora de sua aptidão e manejados inadequadamente, essas microbacias geram e transferem grandes quantidades de sedimentos, agrotóxicos e nutrientes, especialmente fósforo, aos reservatórios de águas superficiais. O problema toma outras dimensões se levarmos em conta que essa região é a nascente dos complexos sistemas de drenagem superficial (rios e lagos) e sub-superficial (aquíferos subterrâneos) (Schwarzbold, 2000).

Historicamente, as atividades agrícolas desenvolvidas nessas regiões, foram planejadas e executadas em nível de unidade de produção, com perspectivas de retorno econômico no curto prazo, em detrimento de uma perspectiva que tenha a microbacia hidrográfica como unidade de planejamento e gerenciamento dos agroecossistemas (Romeiro, 1998; Ehlers, 1999; Almeida et al., 2001). Para Odum (1988), as causas e as soluções para o controle da poluição da água não serão encontradas olhando-se apenas para dentro da água, mas sim, para o ciclo hidrológico como um todo em uma determinada bacia hidrográfica. Nesse sentido, Gonçalves (2003), afirma que a contaminação das águas superficiais em microbacias hidrográficas de cabeceira é resultado do mau uso e manejo do solo nas áreas de cultivo e da inexistência de um planejamento paisagístico das propriedades.

O atual desenho fitogeográfico dessa região é o resultado, muito mais de uma questão de conveniência no tocante ao uso do solo por parte dos agricultores, do que de consciência ambiental. Portanto, se por um lado o

aumento da cobertura florestal reduziu as transferências de sedimento por erosão, por outro as cargas de contaminantes aumentaram nos fluxos superficiais por conta do grande aumento da utilização de fertilizantes e agrotóxicos e da produção de dejetos das criações de animais confinados.

2.2 As transferências de sedimento e fósforo nos agroecossistemas¹

O fósforo dos agroecossistemas é transferido para os ecossistemas aquáticos pelo fluxo da água em superfície e sub-superfície (Sharpley, et al., 1995; Dils & Heathwaite, 1996; Haygarth, et al., 1998). Porém, em todos os casos, as transferências são quantitativamente superiores nos fluxos superficiais. Gonçalves (2003) estudando a qualidade da água do Arroio Lino em uma microbacia de Agudo – RS, verificou que nas coletas realizadas em dias normais (vazão de base), os teores médios de fósforo solúvel e total foram de 0,09 e 0,17 mg l⁻¹, respectivamente. Esses resultados demonstram que as transferências de fósforo nos fluxos superficiais dos rios são contínuas. Porém, é durante os eventos pluviométricos que elas são mais expressivas (McDowell, et al., 2001). As atividades de ocupação dos espaços rurais com práticas agrícolas de preparo e cultivo, abertura de estradas, construção de instalações e criação de animais são algumas ações antrópicas que promovem alterações significativas na dinâmica dos fluxos superficiais e sub-superficiais da água em bacias hidrográficas (Bigarrella, 2003). A erosão do solo e a perda de nutrientes nessas áreas de lavoura, não apenas empobrece esse agroecossistema, como também, tais efluxos apresentarão impactos eutróficos

¹ Para Odum (1983) os agroecossistemas ou os ecossistemas agrícolas, são projetados e gerenciados para canalizar uma conversão máxima da energia solar e de outros tipos de energia, em produtos comestíveis ou matérias primas para a indústria. Essas entradas de energia, proveniente de outras regiões, são controladas pelo homem, consistindo em trabalho humano e animal, fertilizantes, agrotóxicos, combustíveis, entre outras. Os agroecossistemas se diferenciam dos ecossistemas naturais (lagos, floretas, etc.) por necessitarem de uma energia auxiliar que aumenta ou subsidia a energia solar. As saídas exercem impactos em outras regiões.

rio abaixo, o que Martins (2003) denominou de externalidades negativas provocadas pelas atividades antrópicas.

De maneira geral, nos agroecossistemas o movimento da água sobre o solo é potencializado e as transferências de sedimento e de fósforo para os corpos d'água são qualitativa e quantitativamente superiores aos provenientes de áreas cobertas por florestas. Essas modificações interferem na dinâmica do fósforo na água resultando, na maioria dos casos, em concentrações superiores ao suporte físico, químico e biológico desses recursos hídricos (Reynolds & Davies, 2001).

Nos ecossistemas naturais², como as microbacias florestadas, as taxas de erosão são similares àquelas fornecidas pelo intemperismo, que é determinado pela ação dos fatores de formação do solo³ (Jenny, 1941). Nesses casos, as transferências de sedimento durante as enxurradas aos corpos d'água são mínimas e o aporte de fósforo ocorre de maneira sincronizada às necessidades das populações de macro e microrganismos aquáticos (Reynolds & Davies, 2000). Isso se deve ao ambiente natural, o qual propicia maior infiltração da água, redução do impacto da gota da chuva, redução do escoamento superficial e maior atividade de reciclagem da água e do fósforo. Para esses autores, as quantidades de fósforo total transferidas das florestas são inferiores a $9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Porém, com a derrubada da floresta e a imposição da agricultura em sistemas de cultivos convencionais aumentam

² Para Gliessman (2000), um ecossistema natural pode ser definido como um sistema de relações complementares entre organismos vivos e seu ambiente, delimitado por fronteiras escolhidas arbitrariamente, as quais, no espaço e no tempo, parecem manter um equilíbrio dinâmico, porém estável. São entendidos como ecossistemas naturais, ambientes pouco ou não perturbados pela ação humana. As florestas, os campos, os lagos são alguns exemplos de ecossistemas que podem ser naturais. Odum (1983) define ecossistema ou sistema ecológico como qualquer unidade (biosistema) que abranja todos os organismos que funcionam em conjunto (a comunidade biótica) numa dada área, interagindo com o ambiente físico de tal forma que um fluxo de energia produza estruturas bióticas claramente definidas e uma ciclagem de materiais (nutrientes) entre as partes vivas e não vivas. Cada um dos fatores bióticos e abióticos influencia nas propriedades do outro e cada um é necessário para a manutenção da vida. Os ecossistemas são considerados sistemas abertos com equilíbrio entre os ambientes de entradas e saídas de energia.

³ Segundo Jenny (1941) os principais fatores de formação do solo são o clima, relevo, tempo, material de origem, organismos vivos e o Homem.

drasticamente as perdas desse nutriente, podendo ultrapassar a magnitude de $100 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de fósforo total.

Em trabalhos desenvolvidos em várias microbacias com diferentes graus e tipos de ocupação do solo pelas atividades antrópicas, Omernik (1977) demonstrou que as perdas de fósforo aumentam à medida que diminui a porcentagem de floresta ou aumenta a porcentagem da área agricultada. Por outro lado, embora essas áreas aportem baixas quantidades de sedimento e fósforo aos cursos d'água em comparação às áreas agrícolas, predomina a forma biodisponível em relação à forma particulada de fósforo. Os teores de fósforo solúvel variaram de $0,009 \text{ mg l}^{-1}$ com índice de cobertura florestal de 90%, até para $0,071 \text{ mg l}^{-1}$ em áreas com 90% de contribuição de agricultura. Em condições intermediárias de uso do solo, com 50% de pastagem e remanescentes de floresta, o valor foi de $0,031 \text{ mg l}^{-1}$.

Nos sistemas de produção agrícola que utilizam aplicações maciças e freqüentes de fertilizantes fosfatados ocorre um acúmulo de fósforo na superfície do solo, especialmente se não for feito o revolvimento do solo (Rheinheimer, 2000; Gatiboni, 2003). Isso resulta na saturação dos sítios de adsorção dos colóides do solo, facilitando o seu transporte pelo escoamento superficial tanto nas formas disponível solúvel, quanto disponível particulado (Gburek & Sharpley, 1998).

O sistema de cultivo adotado influencia grandemente nas quantidades de sedimento e fósforo transferidos aos sistemas aquáticos. McDowell & McGregor (1984) encontraram diferenças significativas nas “perdas” de fósforo solúvel e particulado entre os sistemas de cultivo mínimo e o convencional, sendo que os teores de fósforo solúvel foram maiores no primeiro sistema ($0,39 \text{ mg l}^{-1}$) do que no segundo ($0,11 \text{ mg l}^{-1}$). Já os teores de fósforo particulado aumentaram de $0,49 \text{ mg l}^{-1}$ no cultivo mínimo para $9,71 \text{ mg l}^{-1}$ no cultivo convencional. Em termos absolutos, as “perdas” seguiram a mesma tendência, porém com diferenças muito amplas para o fósforo particulado, que variou de $1,0 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ no cultivo mínimo, para $17,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ no cultivo convencional. Essas diferenças foram atribuídas, entre outros fatores, à

acumulação de fósforo na superfície do solo do cultivo mínimo e à natureza seletiva da erosão, a qual será abordada no próximo item.

Sharpley et al. (1992) demonstram que, conforme aumenta o grau de interferência no sistema, aumentam as “perdas” de solo e diminui a disponibilidade do fósforo. Esses autores verificaram que as “perdas” de fósforo particulado biodisponível, em relação ao fósforo particulado total, aumentaram de 9% no cultivo convencional para 50% no cultivo mínimo, atingindo uma relação de 69% no campo nativo. Em termos absolutos, as perdas de fósforo biodisponível no sistema de cultivo mínimo dependeram mais do fósforo solúvel ($0,12 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) do que do fósforo particulado ($0,054 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$).

Por outro lado, no cultivo convencional, a biodisponibilidade total dependeu mais da fração particulada do fósforo aos sedimentos ($1,56 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) que do fósforo solúvel ($0,24 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$). A diferença entre esses valores está relacionada com as quantidades de sedimento “perdidos” em cada sistemas, sendo de 1.147 e $20.329 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ no mínimo e no convencional, respectivamente. Sharpley et al. (1995) observaram a mesma tendência para a dinâmica qualitativa e quantitativa dessas formas de fósforo em duas microbacias. Esses dados evidenciam a grande contribuição do fósforo particulado aos sedimentos no tamponamento da fração solúvel nas águas superficiais. Os autores reforçam a importância da determinação dessa fração nos estudos das “perdas de fósforo” dos sistemas agrícolas.

Segundo Esteves (2003), os estudos sobre a dinâmica do fósforo na água em microbacias hidrográficas, bem como de outros “contaminantes”, ajudam a estimar os impactos e suas conseqüências nos ecossistemas aquáticos. Além disso, são importantes ferramentas para despertar a consciência de que o uso e o manejo do solo e da aplicação de insumos, sejam eles industriais ou orgânicos, são fatores que determinam a qualidade da água e do ambiente.

2.3 A dinâmica⁴ do fósforo nas águas superficiais

A disponibilidade do fósforo na água depende da interação qualitativa e quantitativa entre os sedimentos e a água, no espaço e no tempo (Reynolds & Davies, 2001). A sua dinâmica interfere na qualidade da água e é interferida por ela. As formas e as quantidades de fósforo no escoamento e no deflúvio superficial dos agroecossistemas são dependentes, entre outros fatores, (a) das fontes de poluição; (b) dos mecanismos de transferência de sedimento e fósforo e; (c) das transformações que ocorrem durante a trajetória (Sharpley et al., 1992; Dils & Heathwaite, 1996).

2.3.1 Fontes de poluição com fosfato

Em países desenvolvidos como os Estados Unidos, Canadá e Inglaterra, muitos estudos já foram realizados com o objetivo de identificar as fontes de fósforo que contribuem para a poluição das águas superficiais (Sharpley et al., 1992; Dils & Heathwaite, 1996; Sharpley et al., 1995; Reynolds & Davies, 2001; McDowell et al., 2001). Esses autores buscam caracterizá-las e categorizá-las em fontes pontuais e difusas. Outros autores usam termos como “fontes naturais”, “fontes artificiais” e “fontes antropogênicas” (Novais & Smyth, 1999; Tucci, 2002; Tundisi, 2003; Esteves, 2003). Apesar dessa diferença aparente, todos esses autores concordam que, no meio rural, as fontes difusas são as que mais contribuem para a contaminação das águas, tanto superficiais quanto sub-superficiais. Também, que esse tipo de poluição se caracteriza por apresentar uma variabilidade temporal e espacial nas concentrações e quantidades de fósforo transferidas para e pelo sistema de

⁴De acordo com a teoria quântica, a matéria está sempre se agitando, nunca está imóvel. E segundo a teoria da relatividade, as propriedades de seus modelos básicos, as partículas subatômicas, só podem ser entendidas num contexto dinâmico, em termos de movimento, interação e transformação que se desenvolvem no espaço e no tempo. Assim, não existem estruturas estáticas na natureza, mas sim, estabilidade, que é dada pelo equilíbrio dinâmico, e quanto mais penetramos na matéria mais precisamos entender sua natureza dinâmica, a fim de compreendermos seus modelos (Capra, 1982).

drenagem de uma determinada bacia hidrográfica. No entanto, nesses ambientes, é difícil fazer uma separação clara entre as fontes pontuais e as difusas. Nesse sentido, Dils & Heathwaite (1996) comentam que as fontes difusas, tanto em escala local quanto regional, podem ser oriundas de um grande número de fontes pontuais individualmente identificadas e monitoradas. Isso dificulta o seu manejo e controle, ao contrário das fontes de poluição pontuais.

Vários estudos encontraram uma significativa relação entre o nível de fósforo do solo e o fósforo dissolvido no escoamento superficial (Sharpley et al., 1985c; Dils & Heathwaite, 1996; McDowell et al., 2001). O escoamento da água sobre a camada superficial do solo de áreas agrícolas durante os eventos pluviométricos é a principal fonte difusa de poluição aos mananciais hídricos. Esses estudos indicam que nos agroecossistemas os sedimentos provêm principalmente do escoamento em áreas de lavoura sob sistema de cultivo convencional. Desse modo, a quantidade de fontes de poluição numa determinada microbacia depende da qualidade das fontes e do grau de intervenção antrópica no meio, ou seja, do sistema de uso e manejo do solo adotado (McDowell et al., 2001). Porém, segundo esses mesmos autores, as fontes de fósforo podem ser, também, dos sedimentos erodidos das margens ou depositados no leito dos cursos d'água. Para Bigarella (2003), as estradas, as escavações para edificação de instalações e para garimpo são fontes que podem contribuir de forma significativa para a produção de sedimentos, embora possam ser mais “pobres” em fósforo. Reynolds & Davies (2001) afirmam que as áreas de florestas contribuem para a diluição das concentrações de sedimento e fósforo no deflúvio superficial.

Dessa forma, as concentrações de fósforo encontradas no escoamento e no deflúvio superficial são uma resultante da interação entre a água das chuvas e o teor de fósforo na camada superficial do solo. Essa por sua vez, depende da riqueza natural dos solos e das adições de fontes de fosfatos, sejam elas, orgânicas ou químicas.

2.3.2 Mecanismos de transferência de sedimento e fósforo

O fósforo encontra-se na natureza, quase que exclusivamente, na forma de oxi-ânion (fosfato), cujos oxigênios apresentam alta reatividade com os grupos funcionais dos colóides inorgânicos do solo (argilominerais e óxidos - OH⁻ monocoordenados com ferro, alumínio e silício, principalmente). Mesmo nas formas orgânicas de fósforo do solo ele permanece como fosfato e, portanto, pode ser altamente adsorvido. Em função disso, ocorre acúmulo na camada superficial do solo, característico de ânion de baixa mobilidade no perfil do solo. Porém, em ambientes de solos jovens e com o lençol freático próximo da superfície e, principalmente, quando submetidos a elevadas adições, podem ocorrer transferências em sub-superfície. Essa é uma realidade nos países desenvolvidos e de algumas regiões do RS e SC, que sofrem com uso intensivo de dejetos animais (Baldissera, 2002).

A transferência de fósforo em superfície tem início com a desagregação e dissolução das partículas do solo e dos resíduos vegetais pela ação da água da chuva, a qual interage com uma fina camada da superfície do solo (0 a 5 cm), antes de transformar-se em escoamento superficial (Sharpley, 1985a). A profundidade que contribui para a transferência de fósforo aos sistemas aquáticos é muito difícil de ser delimitada a campo, pois está na dependência das variações na intensidade da chuva (erosividade) e do tipo de solo (erodibilidade), que depende de suas características físico-químicas e do índice de cobertura vegetal. Os solos arenosos e com baixo teor de matéria orgânica são mais facilmente desagregados pelo impacto da gota da chuva, que promove o selamento da camada superficial do solo, potencializando o escoamento superficial (Reichert, 1988). Nessa etapa, o teor de umidade do solo, no momento da precipitação, é determinante para a desagregação das partículas do solo.

De acordo com Sharpley et al. (1992), as quantidades e as formas de fósforo transferidas variam de evento para evento pluviométrico, por causa das variações sazonais das chuvas em intensidade e duração, do intervalo de

tempo entre os eventos, do estágio de cultivo e do grau de cobertura vegetal do solo, entre outros. Além disso, as variações podem ser enormes se forem comparadas às concentrações de fósforo no deflúvio em dias normais e durante os eventos pluviométricos, como determinado por McDowell et al. (2001), os quais constataram num trabalho desenvolvido numa microbacia do estado da Pensilvânia – EUA, valores de fósforo total de $0,030 \text{ mg l}^{-1}$ nos dias normais e de $0,900 \text{ mg l}^{-1}$ durante as precipitações pluviométricas.

McDowell et al. (2001) caracterizam o escoamento superficial como uma parte da água da chuva que se desloca sobre o solo em direção aos vales formando o deflúvio superficial, que resultará na descarga líquida em rios e riachos. Para Resende (2002), a forma e a área de uma microbacia são variáveis importantes e determinantes no volume e na energia do deflúvio. Bigarrella (2003) complementa que o formato das vertentes também influencia nos fluxos da água, sendo que, naquelas em que os fluxos são convergentes, a energia de desagregação e de transporte é maior. Por essas razões, o transporte de sedimento pelos cursos d'água ocorre de maneira complexa e sua eficiência está relacionada com a energia cinética (velocidade) da corrente. Esta por sua vez, relaciona-se com o volume da descarga líquida, com a declividade e com o comprimento das pendentes (Quinton et al., 2001). As mudanças no comportamento dos cursos d'água, no tocante a essas variáveis, influenciam o deslocamento das partículas de solo erodido, que passam a ser denominadas de sedimentos em suspensão na água. Nesse processo, a ressuspensão das partículas de sedimento depositadas no fundo dos corpos d'água é provocada pela turbulência e velocidade da água. Koski-Vähälä & Hartikainen (2001) consideram a turbulência e velocidade da água os principais mecanismos que influenciam na dinâmica da disponibilidade de fósforo.

A intensidade e duração da chuva influenciam a magnitude da descarga líquida e da concentração de sedimento em suspensão no deflúvio superficial (Gastaldini & Mendonça, 2001; Lanna, 2002). Dessa forma, há uma relação direta entre o aumento dessas variáveis, que se relacionam diretamente, com o aumento das transferências de fósforo (Quinton et al.,

2001). Esses autores concluíram que as chuvas de baixa intensidade são tão ou mais importantes que as de alta intensidade para as transferências de fósforo, considerando a frequência e o número de cada uma delas.

Segundo Dils & Heathwaite (1996), os teores de fósforo em todas as formas aumentam com a vazão e a concentração de sedimentos. Os valores de fósforo total aumentaram mais rapidamente no braço ascendente da hidrógrafa, atingindo a concentração de 1,3 mg l⁻¹ e retornando mais lentamente aos teores originais de 0,02 mg l⁻¹ durante o braço descendente. Similarmente, McDowell et al. (2001) observaram que as concentrações de fósforo e de sedimento num determinado ponto do curso d'água diminuíram a jusante, o que eles atribuíram ao efeito de diluição da água escoada de segmentos com presença de fontes com menor concentração de sedimentos e fósforo.

Os sedimentos erodidos das áreas agrícolas, geralmente, contêm uma maior percentagem de partículas finas e mais leves do que o solo de origem, porque a energia cinética das partículas é tanto maior quanto menor for o diâmetro da partícula. Porém, nos sedimentos oriundos de solos arenosos ou durante eventos pluviométricos de alta intensidade, podem predominar partículas de diâmetro maiores que 2 µm, depositando-se mais facilmente no leito dos cursos d'água (McDowell et al., 2001). Por outro lado, os materiais erodidos de solos mais estruturados, com alta porcentagem de argila, óxido e matéria orgânica e durante os eventos de baixa intensidade podem percorrer longas distâncias suspensos na água do escoamento, devido a sua baixa densidade em relação a sua área superficial específica. Devido a essa seletividade, que é promovida durante os mecanismos de produção e transporte, o conteúdo de fósforo e a reatividade dos sedimentos são maiores que o observado no solo (Sharpley, 1985b). Esse mesmo autor observou que o teor de fósforo disponível nos sedimentos foi, em média, 3 vezes maior e o de fósforo total 1,5 vezes aos teores encontrados no solo. Também, Smith et al. (1992), estudando áreas de pastagens perene e cultivada, constataram que durante o movimento do solo em suspensão na água do escoamento, as

frações mais leves, como argila e matéria orgânica coloidal, foram preferencialmente deslocadas. Isto resulta em material erodido com maior conteúdo relativo de fósforo.

Segundo muitos autores há uma relação inversa entre a biodisponibilidade de fósforo particulado e a concentração de sedimentos (Sharpley et al., 1992; Dils & Heathwaite, 1996; Quinton et al., 2001). No deflúvio superficial o percentual de fósforo particulado biodisponível transportado tende a diminuir com o incremento na concentração de sedimentos por causa do aumento do número de sítios ávidos por fósforo (Sharpley et al., 1992). Além disso, o fósforo particulado biodisponível pode diminuir com o aumento de tamanho das partículas erodidas, as quais apresentam baixa capacidade de adsorver os íons fosfatos, devido à baixa área superficial específica e número de grupos funcionais (Sharpley et al., 1992). A relação entre ambos pode ser atribuída ao incremento no transporte de partículas de silte e areia, com baixo conteúdo de fósforo, quando comparada com as partículas de argila.

2.3.3 As transformações do fósforo na água

Os recursos hídricos apresentam padrões individuais, com propriedades físicas e químicas peculiares, que são determinadas pelas condições climáticas, geomorfológicas e geoquímicas existentes na bacia de drenagem (Schwarzbald, 2000). Dessa maneira, a dinâmica do fósforo em rios e riachos pode ser diferente da que ocorre em lagos e reservatórios. Uma das diferenças principais está relacionada ao fósforo armazenado nos sedimentos depositados no leito dos recursos hídricos. Nos rios a dessorção do fósforo é facilitada pela ressuspensão dos sedimentos pela turbulência da água (Koski-Vähälä & Hartikainen, 2001; McDowell et al., 2001) e nos reservatórios, pelas condições de oxi-redução, (Pant & Reddy, 2001) e da atividade dos organismos bentônicos na interface água-sedimento (Esteves, 1998).

De maneira geral, a dinâmica da disponibilidade de fósforo inorgânico na água ocorre em função dos processos físico-químicos de adsorção e dessorção, os quais controlam as transformações do fósforo particulado dos sedimentos no fósforo solúvel e vice-versa (Sharpley et al., 1992; Correll, 1998; Pant & Reddy, 2001; Koski-Vähälä & Hartikainen, 2001; McDowell et al., 2001). Enquanto a adsorção depende de processos físicos (tamanho e o enriquecimento das partículas) e das propriedades químicas do material erodido (mineralogia e tipo e estado químico dos grupos funcionais) (Sharpley et al., 1992), a dessorção é influenciada muito mais pelas condições geoquímicas do meio, como o pH e potencial redox (McDowell et al., 2001; Koski-Vähälä & Hartikainen, 2001), teor em solução e consumo por microrganismos, entre outros (Correll, 1998).

Segundo Sharpley et al. (1992), as concentrações de fósforo solúvel e total não são indicadores seguros, pois são dependentes das características dos sedimentos e das condições de meio. Correll (1998) alerta para a necessidade de se estudar a disponibilidade do fósforo particulado nas suas distintas formas, de acordo com a energia que este está adsorvido aos grupos funcionais dos colóides dos sedimentos. Isso porque, se a maior parte do fósforo particulado estiver adsorvido com alta energia de ligação, o seu potencial poluidor pode ser diminuído. Por outro lado, se os sedimentos possuírem elevados teores de fósforo em formas com fraca energia de ligação, a reposição do fósforo solúvel é facilitada, aumentando assim o seu potencial contaminante.

As curvas de adsorção e dessorção, baseadas no equilíbrio químico, têm sido usadas para determinar a capacidade de armazenamento e de liberação de fósforo do sedimento para a água, respectivamente (Koski-Vähälä & Hartikainen, 2001; McDowell et al., 2001). As curvas de adsorção indicam a energia de ligação do fósforo aos sedimentos, a capacidade máxima de adsorção e a concentração de equilíbrio de fósforo. Já por meio das curvas de dessorção, pode-se obter a capacidade de dessorção e a taxa de dessorção do fósforo dos colóides. A capacidade máxima de adsorção de fósforo é

importante indicador do reservatório de fósforo nos sedimentos, porém, tem pouca influência na taxa de dessorção e na quantidade de fósforo que potencialmente pode ser dessorvido, as quais estão condicionadas mais diretamente às variações na energia de ligação. As curvas de dessorção são, portanto, mais úteis no entendimento do potencial poluidor de fósforo pelos sedimentos. O somatório de todas as extrações sucessivas com a resina de troca aniônica (RTA), feitas até que os valores tornem-se constantes ou próximos de zero, é denominado de fósforo potencialmente biodisponível (Rheinheimer, 2000), e ainda, de “poder tampão” ou fator capacidade de fósforo (Novais e Smyth, 1999). Este valor representa uma estimativa da capacidade de tamponamento que os sedimentos podem apresentar da fração do fósforo particulado em relação ao fósforo em solução.

A concentração de equilíbrio de fósforo (onde não ocorre nenhuma adsorção ou dessorção) é um parâmetro importante apontado por Koski-Vähälä & Hartikainen (2001) para o estudo da dinâmica do fósforo na água. Isso porque, se um determinado recurso hídrico tiver seus sedimentos de fundo ressuspensos, ou receber novos sedimentos externos, os quais possuam concentração de equilíbrio inferior aos teores de fósforo da suspensão, esses atuarão como dreno, o que resulta em uma diminuição da concentração de fósforo dissolvido e da possibilidade de eutroficação. Por outro lado, se os novos sedimentos tiverem uma concentração de equilíbrio superior a dos presentes, há liberação de fósforo para a água, aumentando os riscos de eutroficação (Sallade & Sims, 1997; Sharpley & Menzel, 1987; Daniel et al., 1998; Esteves, 1998; Novais e Smyth, 1999; Reynolds & Davies, 2001; McDowell et al., 2001; Koski-Vähälä & Hartikainen, 2001; Pant & Reddy, 2001).

A concentração de equilíbrio de fósforo, a capacidade máxima de adsorção, a energia de ligação do fósforo aos grupos funcionais e a taxa de dessorção de fósforo dos sedimentos variam com o pH e as condições de oxidação-redução do meio. Em um ambiente aquático onde há condição anaeróbica ocorre o favorecimento da solubilização dos óxidos de ferro e alumínio amorfos, diminuindo a capacidade máxima de adsorção de fósforo dos

sedimentos, mas principalmente, aumentando a concentração de equilíbrio de fósforo (Pant & Reddy, 2001). Desta forma, a biodisponibilidade aumenta à medida que os processos de redução se desenvolvem na interface sedimento-água. Porém, com a ressuspensão dos sedimentos depositados no leito do rio ocorre uma liberação do fósforo na coluna d'água, mas pouco a pouco, esses sedimentos suspensos vão sendo novamente oxidados, passando então a atuarem como dreno do fósforo dissolvido (Esteves, 1998).

Nos rios, a turbulência faz com aumente os teores de oxigênio dissolvido na água, favorecendo a interação do fósforo com os grupos funcionais, o que torna as variações no pH da água e na concentração de sedimentos mais importantes do que o potencial redox (Koski-Vähälä & Hartikainen, 2001). Esses autores observaram que a capacidade máxima de adsorção de fósforo diminui consideravelmente em pH alto, o que atribuíram ao aumento da competição dos íons OH^- com o ortofosfato pelos sítios de adsorção dos colóides dos sedimentos. De acordo com esses autores, o aumento da concentração de sedimento promove um aumento da força iônica, com uma conseqüente queda na concentração de equilíbrio de fósforo, a qual também é favorecida pela elevação do pH da água.

Na água e nos sedimentos o fósforo pode se encontrar também na forma orgânica. As transformações do fósforo orgânico dos sedimentos dependem, além dos processos físico-químicos de adsorção e dessorção, de fatores bioquímicos referentes aos organismos que promovem sua mineralização (Toor et al., 2003), cuja disponibilidade de fósforo solúvel pode diminuir, temporariamente, pela imobilização pela biomassa microbiana. O fósforo orgânico do solo e, conseqüentemente, dos sedimentos, é encontrado em ligações mono e diéster com o carbono. Ambos são adsorvidos aos grupos funcionais dos colóides inorgânicos com diferentes energias, ficando, portanto, mais ou menos acessível à ação dos microorganismos. Pelos estudos realizados por Rheinheimer et al. (2002) e Gatiboni (2003), os grupos de fosfatos do tipo monoéster possuem alta interação com os colóides do solo, uma vez que um ou dois oxigênios do fosfato continuam com alta reatividade,

sendo a principal forma acumulada no solo. Por outro lado, os fosfatos orgânicos diéster podem ser mais facilmente mineralizados pelos microrganismos. Em trabalhos com diferentes solos do RS, esses autores constataram, pela técnica da ressonância nuclear magnética, que 67% do fósforo orgânico se encontra na forma de monoésteres, enquanto que apenas 20% nas formas de diéster. Porém, os dois tipos podem ser mineralizados pelas enzimas fosfatases e posteriormente, aumentarem a concentração de fósforo inorgânico solúvel. A maioria dos microrganismos possui a capacidade de produzir enzimas fosfatases as quais são usadas para mineralizar estes compostos.

Para Toor et al. (2003), a quantificação dos teores de fósforo orgânico em cada forma pode ser um bom indicativo do potencial de mineralização do fósforo orgânico dos sedimentos em suspensão e depositados no fundo do leito dos cursos d'água. Desse modo, eles devem ser incluídos nos estudos de eutroficação das águas, pois, pelos métodos de extração não destrutivos, como a resina de troca aniônica e o papel de filtro impregnado com óxidos de ferro, o potencial tamponante de fósforo do sedimento pode estar sendo subestimado. Além disso, a quantificação e qualificação do fósforo orgânico dos sedimentos podem ser importantes ferramentas na identificação das fontes de fósforo e sedimento na paisagem.

2.4 Estimativa das formas de fósforo na água e nos sedimentos

O fósforo inorgânico e orgânico presente em águas superficiais encontra-se em diferentes formas de acordo com o tipo de ligante e a energia de ligação com os colóides minerais e orgânicos. A expressão dessas formas em nomenclaturas varia de autor para autor, e se baseiam em metodologias que procuram estimar as diferentes formas de fósforo.

Stumm e Morgan (1996) propuseram a classificação em fosfatos solúveis e insolúveis, agrupando-os em orgânicos e inorgânicos. Porém, uma das classificações que é mais aceita pela maioria dos pesquisadores foi

proposta inicialmente por Ohle (1938), citado por Esteves (2003). A partir de então, pode-se encontrar na literatura uma grande variedade de siglas se referindo às formas de fósforo: Ps (P solúvel), Pd (P dissolvido), PBD (P biodisponível), PBP (P biodisponível particulado), PP (P particulado), PPT (P particulado total), PT (P total) e Po (P orgânico). Algumas dessas formas são obtidas por meio de análises laboratoriais e outras são determinadas indiretamente, pela simples diferença entre uma ou outra dessas formas de fósforo.

Entre as várias rotinas metodológicas de análise físico-químicas de formas de fósforo na água e nos sedimentos, as propostas e sistematizadas por Sharpley et al. (1995) e posteriormente, por Haygarth et al. (1998), demonstram ser as mais abrangentes. As rotinas consistem, simplificada, na separação do fósforo dissolvido total do fósforo particulado nos sedimentos, através de uma filtração da amostra em membrana porosa de 0,45 μm de diâmetro. Na solução filtrada é determinado o fósforo dissolvido. Nos sedimentos retidos no filtro pode ser determinado o fósforo particulado total (PPT) após digestão com ácido perclórico e a fração de fósforo particulado disponível (PPD), que pode ser estimada pela extração com NaOH 0,1 mol l⁻¹, resina trocadora de ânions ou papel impregnado com óxido de ferro (Sharpley, 1993).

Alguns autores usam os termos molybdate-reactive phosphorus (MRP) ou fósforo dissolvido reativo (PDR) para se referir ao ânion ortofosfato que reage com o molibdato de amônio e forma cor (Dils & Heathwaite, 1996). No entanto, Lean (1973), demonstrou que esse método superestima as concentrações de P ortofosfato, devido principalmente ao deslocamento dos íons fosfatos ligados à superfície dos colóides menores que 0,45 μm de diâmetro. Desse modo, concluiu que as concentrações reais de fósforo inorgânico solúvel são quantitativamente menores, em relação às demais frações. Em decorrência disso, sugere a quantificação da fração de PDT (P dissolvido total), que é obtida após uma digestão ácida a amostra filtrada. Sharpley et al. (1995) passou a incluir essa fração em seu trabalho, o qual

atribui a diferença encontrada entre o PDT e PDR às frações de fósforo orgânico (Po). Mais recentemente, Toor et al. (2003) propôs a utilização da técnica de ^{31}P RNM para a determinação dos diferentes grupos de fosfatos presentes na fração orgânica dos sedimentos em suspensão na água.

Além da separação do fósforo particulado nas frações disponível solúvel e total, e os seus derivativos, é importante quantificar o fósforo particulado potencialmente biodisponível. McDowell et al. (2001) determinaram a dessorção de fósforo do sedimento de diferentes segmentos de uma microbacia, a qual se mostrou útil na identificação da origem dos sedimentos na paisagem. Usaram para isso relações crescentes de sedimento e água, com variações no tempo de reação. Eles concluíram que cerca de 80% do fósforo foi dessorvido na primeira hora de reação. As metodologias desenvolvidas por McKean & Warren (1996) e Rheinheimer (2000) e adaptadas por Gatiboni (2003) para a estimativa da dessorção de fósforo no solo, podem ser adequadas para a análise de sedimento. Por essa metodologia pode-se estimar a taxa de dessorção e o fósforo potencialmente biodisponível. A partir da obtenção de curvas de adsorção podem ser determinadas a capacidade máxima de adsorção e a concentração de equilíbrio de fósforo (Sallade & Sims, 1997; Pant & Reddy, 2001; Koski-Vähälä & Hartikainen, 2001; McDowell et al., 2001).

Cabe considerar que essas diferentes formas de fósforo na água, obtidas a partir das várias metodologias de análises, são apenas estimativas quali-quantitativas das suas possíveis espécies. No entanto, são ferramentas válidas para o estudo e entendimento da dinâmica do fósforo na água, indicando o seu potencial poluidor e as possíveis consequências ambientais, tais como a eutroficação das águas superficiais.

2.5 Fósforo e eutroficação das águas superficiais

No Brasil pouca atenção tem sido dada ao problema da eutroficação das águas superficiais. Em países europeus, nos EUA e no Canadá, desde a

primeira metade do século XX, são desenvolvidas pesquisas e programas para controle e manejo do estado trófico, principalmente dos lagos, reservatório e estuários (Tundisi, 2003). A legislação brasileira (CONAMA, 1996) e a americana (USEPA, 1971) estabelecem como critério para o controle da eutroficação das águas superficiais que o teor de fósforo total não pode exceder a $0,025 \text{ mg l}^{-1}$. No meio científico, têm-se utilizado o valor de $0,020 \text{ mg l}^{-1}$ como nível crítico (Correll, 1998). Segundo esse autor, se passou a adotar o fósforo total como referência, dada a dificuldade de estabelecer com precisão qual a concentração crítica de fósforo dissolvido na água e das dificuldades metodológicas.

No entanto, alguns lagos, rios, reservatórios e estuários podem suportar concentrações de até $100 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$ de fósforo total e para outros, as concentrações de $20 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$ de P total já podem ser suficientes para desencadear o processo de eutroficação. Grover (1989) observou num estudo realizado com 11 espécies de algas de água doce que a concentração de fósforo total necessária para manter as taxas equilibradas de crescimento desses organismos variou de $0,003$ a $0,8 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$ de P total. Essas concentrações são muito inferiores às encontradas na maioria dos reservatórios de águas superficiais brasileiras (Tundisi, 2003).

De maneira geral, a eutroficação caracteriza-se pelo aumento da produção de fitomassa de algas, causada pelo aumento da disponibilidade de nutrientes na água. O fósforo, juntamente com o nitrogênio, é o elemento regulador deste processo, já que os demais nutrientes essenciais normalmente estão presentes em quantidades não limitantes nas águas (Correll, 1998). Dentre esses dois, o fósforo é considerado o elemento chave para desencadeamento da eutroficação, pois algumas espécies de algas têm capacidade de fixar o nitrogênio atmosférico sendo, portanto, auto-suficientes neste nutriente. Neste processo, por causa do aumento da produção primária, ocorre a decomposição da massa de algas mortas por organismos aeróbicos, causando o consumo do oxigênio da água, favorecendo o aumento de organismos anaeróbicos. O problema é que essa população não degrada

completamente o material orgânico, gerando produtos metabólicos intermediários como metano, etileno, ácido butírico e outras substâncias de baixa massa molecular, as quais são tóxicas aos organismos aeróbicos, ocorrendo a floração de cianobactérias e algas azuis (Daniel et al., 1998).

A eutroficação pode ser caracterizada como natural ou cultural conforme a origem dos poluentes (Esteves, 1998; Tundisi, 2003). A eutroficação natural resulta da descarga normal de nitrogênio e fósforo, provenientes de fontes naturais num determinado ecossistema. Já a cultural é proveniente das fontes de poluição geradas pela intensificação da ação antrópica, as quais resultam numa grande geração de resíduos domésticos, industriais e agrícolas. Esses resíduos, por meio do escoamento superficial, atingem os ambientes aquáticos acelerando o processo natural de enriquecimento desses nutrientes, provocando um desequilíbrio ecológico no meio.

O fato da eutroficação estar comumente relacionada a lagos e reservatórios se deve a razão de que esses ambientes apresentam as condições necessárias para a sua visualização, manifestadas em suas conseqüências. Nos ambientes em que os fluxos são contínuos e turbulentos, como em pequenos rios de áreas de encosta, é pouco comum serem visualizadas manifestações desse fenômeno. Porém, são nesses locais que as causas e não as conseqüências podem ser identificadas na sua origem. Segundo Tundisi (2003), com a crescente produção de resíduos urbanos e rurais ricos em nitrogênio e, principalmente em fósforo, a tendência para o futuro é que a eutroficação dos recursos hídricos brasileiros se torne um problema de difícil solução, se não irreversível.

Em vista de todos os elementos revisados neste texto, restam algumas questões que demandam um exame mais detalhado:

a) Como são as transferências de sedimento e fósforo durante os eventos pluviométricos nas regiões localizadas sobre relevo declivoso, nascentes dos rios, com solos considerados de baixa aptidão agrícola,

cultivados de forma intensa e com adição de altas doses de fertilizantes fosfatados?

b) Qual o efeito das diferentes condições de uso do solo (florestas, lavouras, estradas, pastagem perene, reflorestamento, entre outras), bem como da sua disposição na paisagem, na dinâmica dessas transferências?

c) Quais são as formas de fósforo presentes no escoamento dessas diferentes condições de uso do solo, bem como, as que predominam em cada uma delas?

d) Como deve ser a dinâmica do fósforo na água e nos sedimentos erodidos dessas diferentes condições de uso do solo, especialmente no que se refere à capacidade máxima de adsorção e dessorção, concentração de equilíbrio, taxa de dessorção e energia de ligação do fósforo?

e) Em que medida as fontes de poluição pontual alteram esta dinâmica do fósforo na água e qual a implicação para o processo de eutroficação?

3. OBJETIVOS

3.1 Objetivo geral

Este trabalho tem como objetivo principal estudar a dinâmica da transferência de fósforo nos cursos d'água durante os eventos pluviométricos e sua relação com a quantidade e as propriedades físico-químicas dos sedimentos oriundos de diferentes condições de uso do solo, numa microbacia hidrográfica de cabeceira com sistema de produção de fumo.

3.2 Objetivos específicos

- a) Descrever as diferentes condições de uso do solo da microbacia hidrográfica e suas implicações na transferência de fósforo e sedimentos aos cursos d'água;
- b) Relacionar as formas de fósforo presentes na água e nos sedimentos às diferentes condições de uso do solo e fontes de poluição pontual;
- c) Relacionar qualitativamente o fósforo com as variações na concentração de sedimento de diferentes segmentos da microbacia;
- d) Relacionar qualitativamente o fósforo com as variações na concentração de sedimento em função da fase da cultura do fumo e da intensidade da chuva;
- e) Estimar a capacidade máxima de dessorção e a taxa constante de dessorção de fósforo dos sedimentos;
- f) Estimar a capacidade máxima de adsorção, a constante relacionada à energia de ligação e a concentração de equilíbrio de fósforo dos sedimentos.

4. MATERIAL E MÉTODOS

Este trabalho foi realizado em parceria ao subprojeto de monitoramento hidrossedimentológico e de qualidade da água em microbacias hidrográficas (MBH) pertencentes ao projeto de monitoramento ambiental do Programa de Manejo dos Recursos Naturais e Combate à Pobreza Rural (RS-Rural). Esse programa apóia projetos de infra-estrutura, geração de renda e manejo dos recursos naturais, com financiamento do Banco Interamericano de Desenvolvimento (BID) e do Governo do Estado do Rio Grande do Sul. Fazem parte do trabalho de monitoramento ambiental o Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria (DS-UFSM), o Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (IPH-UFRGS), a Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural (EMATER) e a Fundação de Pesquisa do Estado do Rio Grande do Sul (FEPAGRO). O trabalho foi parcialmente financiado pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela Fundação de Apoio à Pesquisa do Estado do Rio Grande do Sul (FAPERGS) e pelo RS-Rural.

4.1. Caracterização do local do estudo

A microbacia hidrográfica (MBH) escolhida para este estudo está localizada na comunidade Nova Boêmia do município de Agudo, Rio Grande do Sul - Brasil (latitude 29° 30' e longitude 53° 15') (Figura 1 e Anexo 1). A região geológica na qual está posicionada a MBH é dominada pela Encosta Basáltica da Formação Serra Geral (Bigarrella, 2003). A vegetação original predominante dessa região é denominada de Floresta Estacional Decidual, sendo que, atualmente, encontra-se apenas remanescentes dessa formação nativa (Marchiori, 2002). As altitudes variam de 80 m a 500 m acima do nível do mar, o que caracteriza um relevo montanhoso, de longas pendentes com declividades de 10 a 50%.

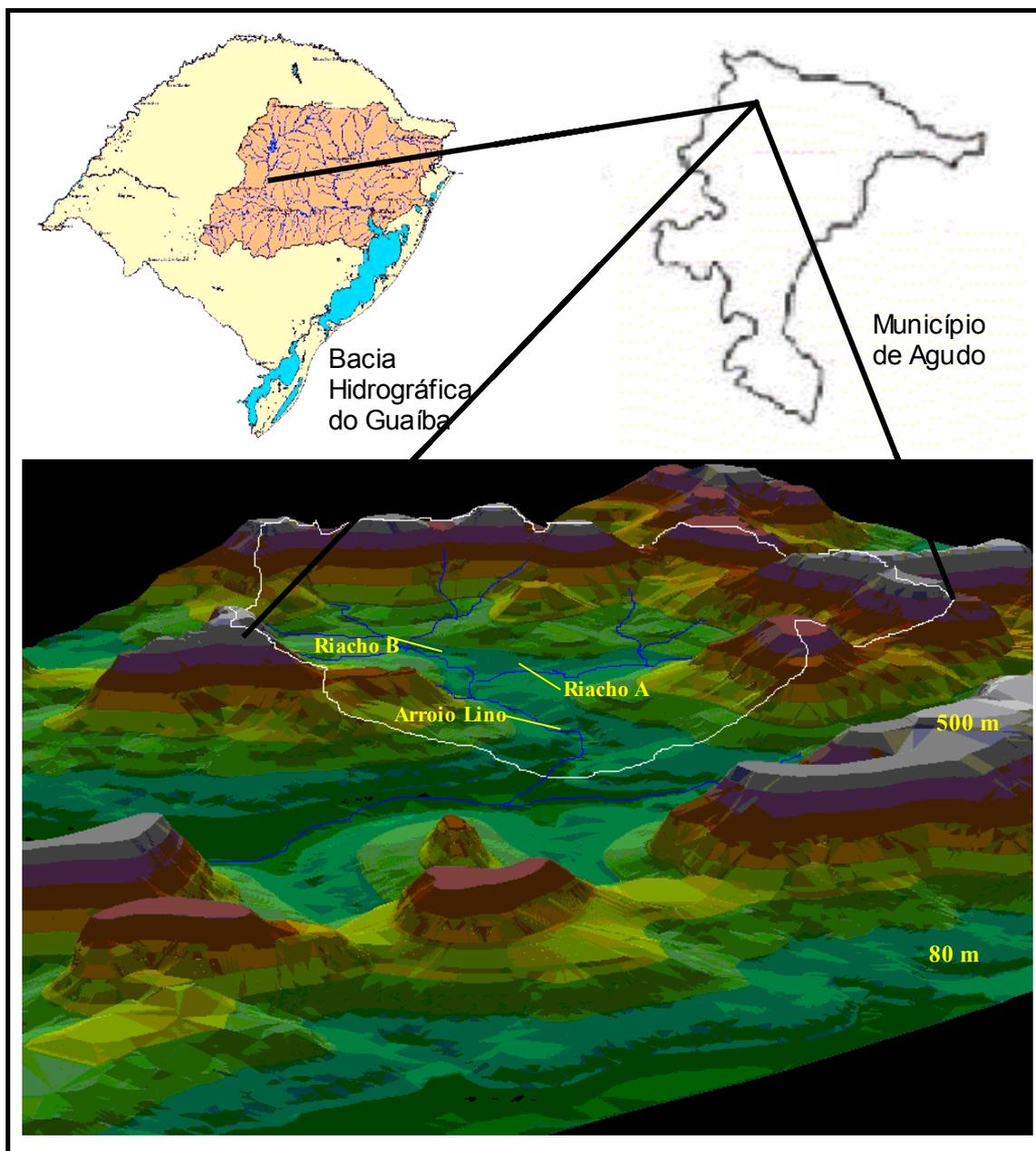


Figura 1 – Localização, relevo e sistema de drenagem da microbacia hidrográfica do Arroio Lino, Agudo –RS.

O clima da região é do tipo subtropical úmido – Cfa, segundo a classificação de Köppen. A temperatura média anual é de 19,4°C. A pluviosidade é normalmente bem distribuída, com precipitação anual que varia de 1300 a 1800 mm. Os maiores valores são registrados de maio a junho e as chuvas são mais intensas nos meses da primavera.

Na MBH há uma grande diversidade de tipos de solos, mas com predomínio dos tipos Neossolo Litólico eutrófico chernossólico, Neossolo Quartzarênico órtico típico, Chernossolo Argilúvico férrico típico e de associações entre esses (Dalmolim, 2003) (Anexo 2). Todas essas formações são consideradas pedogeneticamente como solos jovens, pouco profundos e altamente suscetíveis à erosão (EMBRAPA, 1999). A maioria dos solos estão agrupados conforme a aptidão de uso agrícola nas classes 4 e 5, as quais são consideradas inaptas para o uso agrícola, devendo ser destinadas a preservação permanente, reflorestamento ou pastagem natural. Em determinados pontos da paisagem, onde se localizam os chamados platôs, é encontrada a classe 2, com aptidão regular para uso agrícola.

A MBH apresenta uma área aproximada de 540 hectares distribuídos nas 40 Unidades de Produção Agropecuária⁵ (UPA), as quais possuem área média de 10 ha. Entre e dentro dos limites dessas UPAs, estão distribuídos distintos ambientes conforme o uso e ocupação do solo que foram agrupados em: sede das UPAs, lavouras, cobertura florestal, pastagem perene, reflorestamento e estradas. Esses diferentes ambientes, bem como as suas associações, serão descritos quanto à área, à localização na paisagem e à contribuição relativa à área total da bacia de drenagem. A MBH possui abundantes fontes de águas superficiais que formam as nascentes de um complexo sistema de drenagem, composto por uma rede de pequenos cursos d'água, os quais formam o Arroio Lino, que é afluente do rio Jacuí.

⁵ Para Badouin (1979), o espaço agrícola é composto por parcelas, que aparecem como unidades técnicas. A reunião de várias parcelas em uma mesma unidade conforma uma unidade de produção. A unidade de produção agropecuária é então definida como uma unidade técnico-econômica caracterizada pela utilização em comum da mão-de-obra e dos meios de produção, submetida a uma gestão única e produzindo produtos agrícolas.

4.2. Locais de amostragem

A MBH monitorada foi didaticamente subdividida em duas grandes áreas conforme a bacia de drenagem dos dois afluentes do Arroio Lino. O afluente localizado a direita foi denominado de riacho A (RA) e o da esquerda de riacho B (RB) (Figura 1). As amostras foram coletadas em seis pontos no RA e quatro no RB. A partir de cada um dos pontos de coleta até o divisor d'água, delimita-se uma nova bacia de contribuição, o que se denominou de segmentos. Os segmentos recebem a numeração correspondente ao seu ponto de coleta, a qual foi feita de montante à jusante. Desta foram, a área de cada segmento é delimitada a partir do ponto de coleta, até o divisor d'água (Figura 3). A delimitação da área de contribuição de cada segmento foi feita com base na fotografia aérea e confirmada por meio de caminhamentos sobre os seus divisores até o divisor geral da MBH. Em distâncias aproximadas de 100 m foram marcados pontos com o GPS de navegação (GARIBIM) e, posteriormente, com auxílio do programa Arcview, foram confeccionados os mapas de cada uma das duas bacias de drenagem e de seus respectivos segmentos. Em cada segmento monitorado foi determinada a área de cada ambiente que serão descritos posteriormente. Além disso, foram identificadas, descritas e georeferenciadas as fontes de poluição pontual.

4.3. Épocas de amostragem

As amostragens nos dez pontos de coleta foram realizadas em seis eventos pluviométricos durante o ciclo da cultura do fumo da safra de 2003/04 (Figura 2). As três primeiras coletas coincidiram com o final do transplante, o início do aterramento e final do aterramento, respectivamente. Nesse período, o solo estava praticamente sem cobertura vegetal. A quarta e a quinta coletas foram realizadas durante a plena colheita, o que corresponde com o terço final do ciclo da cultura, cujo solo apresentava-se praticamente coberto pela cultura do fumo. Na última coleta as culturas da safrinha, especialmente o milho e

feijão estavam no início do desenvolvimento. Essa coleta foi feita após um período de 45 dias de estiagem.

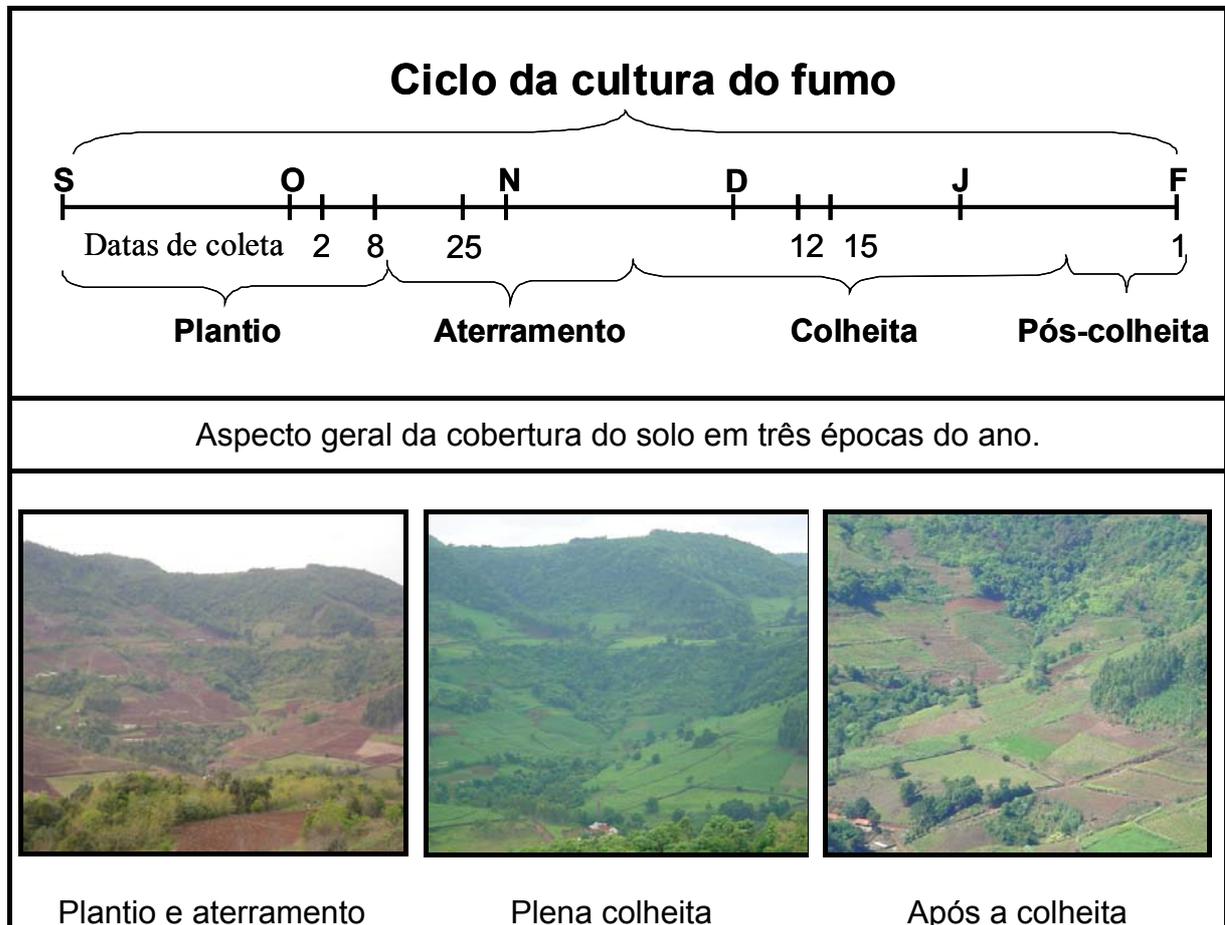


Figura 2 – Esquema com as datas de amostragem e da cobertura do solo durante o ciclo da cultura do fumo.

4.4. Estratégias de amostragem

No leito dos cursos d'água de cada segmento dos riachos A e B foram instalados amostradores semi-automáticos, a fim de coletar água e sedimentos a partir do início e durante os eventos pluviométricos (Figura 3). Os coletores foram dispostos em duplicata com o objetivo de garantir a realização da coleta e uma maior representatividade do fluxo. Esses coletores são uma adaptação do modelo US U-59 conhecido como a técnica de *rising-stage sampler*,

desenvolvido por Faria (2000). O modelo consiste na fixação de mangueiras em suportes de madeira, regulados a cinco centímetros acima do nível normal da lâmina d'água (fluxo de base), a qual conduz a água e os sedimentos, por diferença de nível, a recipientes plásticos instalados à jusante. Esses recipientes possuem, além dessa entrada, uma saída, onde é fixada uma outra mangueira que serve para expulsar o ar do interior do recipiente.

Logo após o final da chuva, os recipientes foram recolhidos e a água e os sedimentos contidos nos dois coletores foram misturados de maneira a compor uma única amostra que foi acondicionada em uma caixa térmica com gelo e transportada para o Laboratório de Química e Fertilidade do Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria.

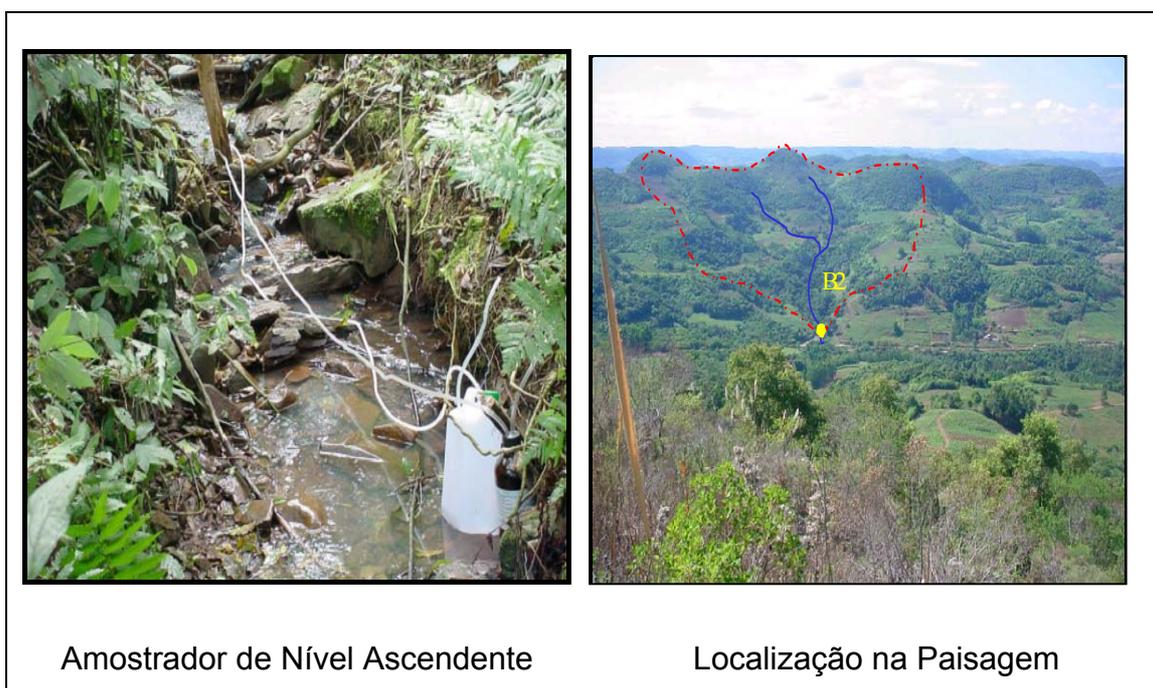


Figura 3 – Exemplo da instalação do coletor de nível ascendente, da sua localização na paisagem e do divisor d'água da bacia de drenagem.

4.5. Análises laboratoriais

4.5.1. Análises gerais

Imediatamente após a chegada das amostras no laboratório foi determinado o pH e condutividade elétrica. Posteriormente, efetuou-se a determinação da concentração de sedimento em cada amostra por meio de evaporação em estufa regulada a 60°C. Os sedimentos secos foram submetidos às análises de: carbono orgânico total (Silva, 2001), ferro por ditionito-citrato-bicarbonato de sódio (Mehra & Jackson, 1960) e por oxalato de amônia (Tedesco et al., 1995). Além dessas análises químicas foi estimada a granulometria dos sedimentos nas frações areia, silte e argila. A fração areia foi separada por meio de uma peneira com tamis de 53 µm. Para se separar as frações silte (53 a 2 µm) e argila (< 2µm) as amostras foram centrifugadas a 1000 rpm por 3 minutos em tubos de plástico com capacidade para 40 ml (Robert & Tessier, 1974).

4.5.2. Fracionamento físico e químico do fósforo inorgânico

No presente estudo, adaptou-se o fracionamento físico e químico apresentado por Sharpley et al. (1995) e Haygarth et al. (1998), aos conhecimentos adquiridos no fracionamento químico do fósforo no solo (Rheinheimer, 2000; Gatiboni, 2003). A técnica utilizada será brevemente descrita a seguir e está esquematizada na Figura 4.

4.5.2.1. Fósforo solúvel

A estimativa do teor de fósforo solúvel foi feita imediatamente após a chegada das amostras ao laboratório. Primeiramente a amostra foi agitada

para homogeneizar os sedimentos e retirada uma alíquota de 40 ml que foi filtrada em uma membrana de celulose com poros de diâmetro inferiores a 0,45 µm. Na solução filtrada foi determinado o fósforo solúvel (Ps) pelo método de Murphy & Riley (1962).

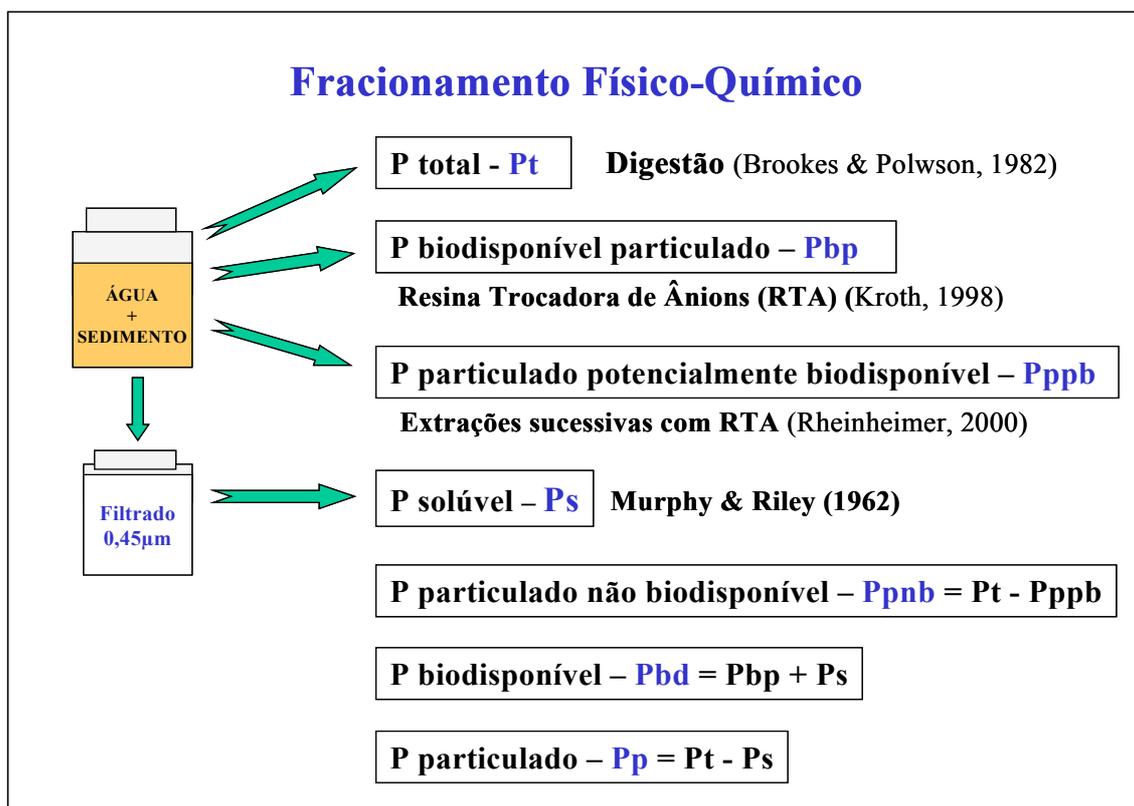


Figura 4 – Esquema do fracionamento físico-químico de fósforo na água e no sedimento

4.5.2.2. Fósforo particulado biodisponível

O fósforo particulado biodisponível (P_{pb}) foi estimado por uma extração com resina trocadora de ânions (RTA) baseado na metodologia desenvolvida por Kroth (1998) e descrita brevemente a seguir: à partir da amostra não filtrada foram retiradas alíquotas de 40 ml e pipetadas para tubos com tampa de pressão. Adicionou-se uma lâmina de RTA e uma de Resina

Trocadora de Cátions (RTC), saturadas com NaHCO_3 $0,5 \text{ mol l}^{-1}$. Os tubos foram agitados por 16 horas, em agitador sem fim (do tipo end-oven-end), a 33 rpm e temperatura de $\pm 25^\circ \text{ C}$. Posteriormente as lâminas de resina foram retiradas dos tubos, lavadas levemente com jato d'água para retirada dos resíduos de sedimento e colocadas em tubos com 10 ml de HCl $0,5 \text{ mol l}^{-1}$. Os tubos permaneceram destampados por 90 min e após foram fechados e agitados por 30 min (agitador horizontal). Em seguida foi retirada do extrato uma alíquota de 3 ml para determinação do teor de fósforo de acordo com Murphy & Riley (1962). As lâminas de resina foram retiradas dos tubos e recuperadas segundo Miola (1995). Dos teores obtidos nesta análise foram subtraídos os teores de Ps. As lâminas de RTA e RTC foram presas uma a outra pelas suas extremidades de forma a evitar o contato entre as suas superfícies de troca.

4.5.2.3. Fósforo total

O fósforo total foi determinado por digestão ácida ($\text{H}_2\text{SO}_4 + \text{H}_2\text{O}_2$) na presença de MgCl_2 saturado (Brookes & Polwson, 1982). A análise de fósforo total foi feita de duas maneiras: a primeira a partir de amostras de 0,05 g de sedimento, secos em estufa a 60° C , e a segunda, com alíquotas da amostra não filtrada, com volume variável de acordo com a concentração de sedimento, previamente analisado. No primeiro caso os dados foram expressos em mg kg^{-1} e no segundo em mg l^{-1} . Determinou-se os teores de fósforo pelo método de Murphy & Riley (1962).

4.5.3. Fósforo particulado potencialmente biodisponível e taxa de dessorção

O fósforo particulado potencialmente biodisponível (Pppb) foi estimado por meio de sete extrações sucessivas com RTA + RTC após a primeira extração, seguindo a mesma metodologia descrita no item fósforo particulado

biodisponível. As extrações foram diárias até que os teores de fósforo se tornassem constantes e próximos de zero. Ajustou-se a equação de cinética de primeira ordem proposta por McKean & Warren (1995), $P_{dessorvido} = \beta - (\beta - \alpha)e^{-\lambda t}$, onde β é o fósforo particulado potencialmente biodisponível, α o fósforo biodisponível particulado, λ é a taxa de dessorção constante de fósforo e t é o tempo de extração em 24 horas.

4.5.4. Relação do fósforo no sedimento-solução

A determinação da capacidade máxima de adsorção de fósforo (P_{max}) da constante relacionada a energia de ligação (k) e, principalmente, da concentração de equilíbrio de fósforo (CEP) foram realizadas por meio da adição de diferentes doses de fósforo ao sedimento. Para essas análises foram utilizadas amostras de sedimento coletadas nos pontos A4 e A5, agrupando seis eventos pluviométricos. Os sedimentos das duas amostras foram secos em estufa a 40 °C. Posteriormente, 0,100 gramas de sedimento foram acondicionadas em tubos de centrífuga com tampa rosca, onde foram adicionados 10 ml de solução de $CaCl_2$ 0,001 mol l^{-1} contendo onze concentrações de fósforo (0; 0,05; 0,1; 0,25; 0,5; 1,0; 2,5; 5,0; 10; 20 e 40 mg l^{-1}) que corresponde a teores de 0, 5, 10, 25, 50, 100, 500, 1000, 2000, 4000 mg P kg de sedimento⁻¹. As amostras foram agitadas por 16 horas à ± 25 °C em agitador do tipo sem fim à 33 rpm. Após, foram centrifugadas a 6000 rpm por 15 minutos e passadas em filtro com poros $\geq 0,45$ μm de diâmetro. No sobrenadante foi determinado o teor de fósforo pela metodologia de Murphy & Riley (1962). O fósforo sorvido foi estimado pela diferença entre a quantidade adicionada e a recuperada na solução de equilíbrio. Os dados foram ajustados pelo modelo de Langmuir, descrita em Barrow (1983):

$$P_{\text{sorvido}} = \frac{k \cdot P_{\text{max}} \cdot P_{\text{solução}}}{1 + k \cdot P_{\text{solução}}},$$

onde, P_{max} = capacidade máxima de sorção de P; k = constante relacionada à energia de sorção e $P_{\text{solução}}$ = concentração de P na solução.

A concentração de equilíbrio de fósforo foi obtida pelo ajuste dos dados pelo modelo de Langmuir modificado por Koski-Vähälä & Hartikainen (2001),

$$P_{\text{sorvido}} = \frac{P_{\text{max}} P_{\text{solução}}}{K + P_{\text{solução}}} - Q_0$$

onde, P_{max} = capacidade máxima de sorção de P; $P_{\text{solução}}$ = concentração de P na solução; Q_0 = ponto de intersecção no eixo das ordenadas e representa a quantidade de fósforo dessorvido em água destilada e K = concentração de P na solução que permite a metade da sorção máxima de fósforo.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados apresentados neste tópico serão discutidos em quatro itens, distribuídos da seguinte forma: os diferentes usos do solo e sua disposição na área de estudo, as transferências de sedimento em função do uso do solo, as transferências de fósforo em função do uso do solo e, por último, adsorção e dessorção de fósforo nos sedimentos.

5.1. Os diferentes usos do solo e sua disposição na área de estudo

Neste item serão apresentadas a distribuição e localização dos pontos de coleta, dos divisores d'água, do sistema de drenagem, das estradas e das diferentes condições de uso do solo: cobertura florestal, lavouras, pastagem perene, reflorestamento e as sedes das unidades de produção agropecuárias (UPAs).

Na Figura 5, pode-se observar a distribuição e localização dos seis pontos de coleta no Riacho A (RA) (A1, A2, A3, A4, A5 e A6) e na Figura 6, os quatro pontos de coleta do Riacho B (RB) (B1, B2, B3 e B4). Os pontos foram distribuídos em cada segmento das duas bacias de drenagem, de montante à jusante, de forma que no RA o ponto de coleta A2 recebe a água do ponto A1, o ponto A5 recebe as águas que passam pelos pontos A3 e A4, e o ponto A6 integra todas as águas que escoam por esta bacia de drenagem. Do outro lado, no RB, o ponto de coleta B2 recebe as águas do B1, e o ponto B4, localizado no exutório da bacia, recebe destes dois e do ponto B3.

A partir de cada ponto de coleta até a linha do divisor d'água podem ser visualizadas as linhas dos divisores internos de cada um dos diferentes segmentos, os quais delimitam a área de contribuição da bacia de drenagem correspondente (Figuras 5 e 6). As maiores áreas correspondem aos segmentos A6 e B4 (145 e 154,7 ha), os quais integram todos os outros segmentos das bacias de drenagem do RA e do RB, respectivamente.

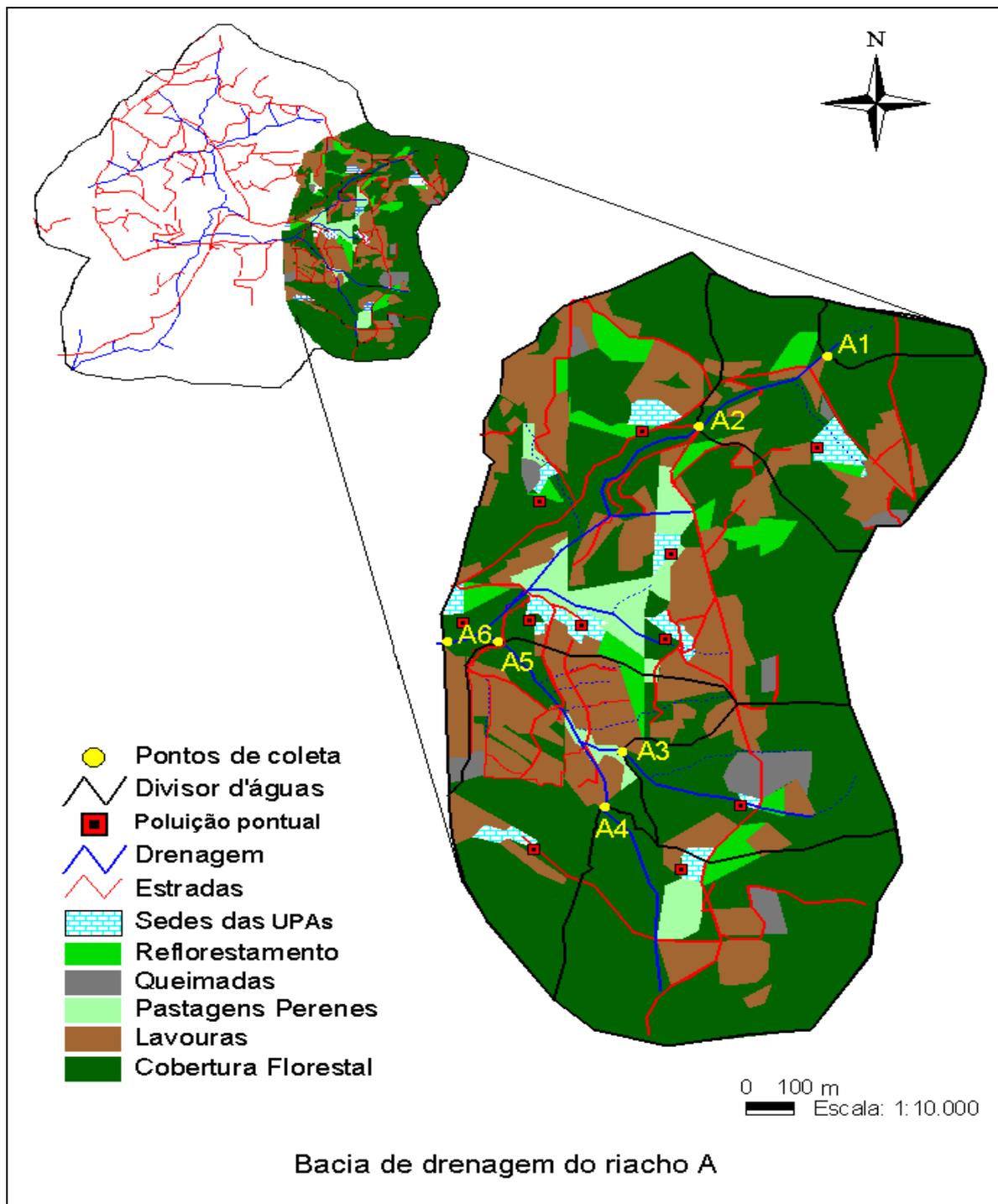


Figura 5 – Mapa cartográfico do riacho A demonstrando o uso do solo, o sistemas de drenagem, as fontes de poluição pontual, os divisores das bacias de drenagem e os pontos de coleta.

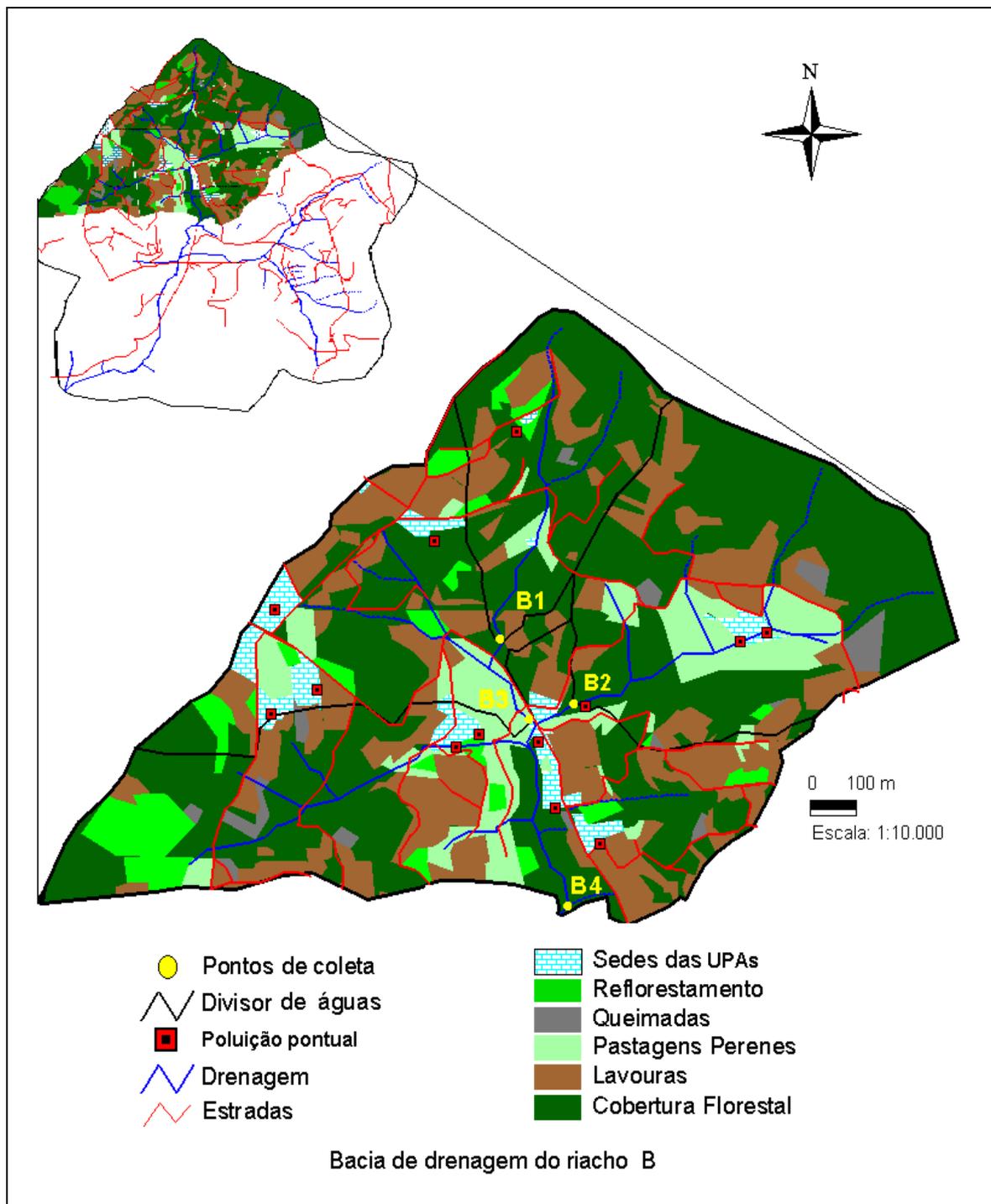


Figura 6 – Mapa cartográfico do riacho B demonstrando o uso do solo, o sistemas de drenagem, as fontes de poluição pontual, os divisores das bacias de drenagem e os pontos de coleta.

As fontes de poluição pontual de fósforo são compostas por pocilgas, estábulos e algumas encerras de porcos. Nestes locais há um grande acúmulo de dejetos de animais, que por ocasião das chuvas são carreados pelo escoamento superficial aos cursos d'água. Quanto à ocorrência, estas fontes de poluição pontual estão em maior número na bacia de drenagem do RB (Figura 6), e quanto à distribuição, as que se localizam entre os pontos de coleta B2 e B4. Do outro lado, no RA (Figura 5), a existência de uma pocilga às margens do curso d'água do segmento A3, e de outras quatro localizadas acima do A6, são as fontes identificadas com maior potencial de poluição.

O sistema de drenagem principal é composto por cursos d'água que se caracterizam por apresentarem incremento das vazões máximas durante os eventos pluviométricos, estabilizando-se rapidamente em alturas de lâmina d'água que variam de 3 e 10 cm. Devido às longas pendentes com elevada declividade, durante os eventos de alta intensidade e curta duração, a água adquire elevada energia de desagregação e transporte de sedimentos em suspensão. Existe uma grande quantidade de pequenos cursos d'água que são temporários (ravinas), que formam pequenas bacias de primeira ordem, os quais são ativados durante os eventos de maiores intensidades. Em alguns pontos da paisagem, o sistema de drenagem transpõe áreas com cultivo de fumo, pastagem perene, estradas, terrenos das casas e instalações.

As estradas formam uma extensa e imbricada rede de circulação, composta pela estrada principal, que dá acesso às sedes das UPAs, bem como, pelas estradas de lavoura, localizadas no interior de cada UPA. As primeiras perfazem uma extensão aproximada de 8 km, enquanto que as segundas, cerca de 15 km, somando uma área que corresponde a aproximadamente 8,3 ha (Tabela 1). Verifica-se, também, que a porcentagem média da área das duas bacias ocupadas pelas estradas é de 2,8%, chegando no caso dos pontos A2 e B3, a 3,3% e 4,1%, respectivamente (Tabela 1). Em muitos locais, as estradas estão dispostas no interior das glebas de lavoura e posicionadas no sentido do maior declive. O posicionamento das estradas e de seus desaguadouros modifica os pequenos divisores d'água internos da MBH.

Por essas razões, as estradas determinam novos fluxos superficiais, alterando a dinâmica das transferências de sedimentos, nutrientes e agrotóxicos ao sistema de drenagem (Bigarella, 2003).

Tabela 1 – Uso do solo em cada ponto monitorado da microbacia hidrográfica durante o ano de 2003.

Riacho	Ponto	Sede	Culturas anuais	Cobertura florestal	Reflorestamento	Pastagem perene	Estradas	Total
-----ha-----								
A	A1	0	0	3,1	0	0	0,1	3,1
	A2	0,3	3,9	17,9	0,6	0,4	0,8	24,3
	A3	0,2	2,2	9,6	0,7	0,1	0,3	14,6
	A4	0,2	3,2	21,1	0,3	1,0	0,6	26,9
	A5	0,8	15,1	46,6	1,5	1,6	1,4	69,2
	A6	3,5	34,4	88,2	5,8	5,7	3,9	145
B	B1	0,1	4,2	14,9	0,8	0,7	0,2	21
	B2	0,6	8,3	28,3	0,2	6,7	0,7	46,3
	B3	0,2	11,8	26,5	3,0	4,6	2,0	48,3
	B4	5,8	36,8	81,1	8,2	15,6	4,4	154,7
	Total*	9,3	71,2	169,3	14,0	21,3	8,3	299,7
-----%-----								
A	A1	0,0	0,0	98,4	0,0	0,0	1,6	100,0
	A2	1,2	16,0	73,7	2,5	1,6	3,3	100,0
	A3	1,4	15,1	65,8	4,8	0,7	2,1	100,0
	A4	0,9	11,9	78,3	1,1	3,7	2,2	100,0
	A5	1,2	21,8	67,3	2,2	2,3	2,8	100,0
	A6	2,4	23,7	60,8	4,0	3,9	2,7	100,0
B	B1	0,5	20,0	71,0	3,8	3,3	1,0	100,0
	B2	1,3	17,9	61,1	0,4	14,5	1,5	100,0
	B3	0,4	24,4	54,9	6,2	9,5	4,1	100,0
	B4	3,7	23,8	52,4	5,3	10,1	2,8	100,0
	Média**	3,1	23,8	56,5	4,7	7,1	2,8	100,0

*Soma do A6 e B4; **Média entre A6 e B4.

As sedes das UPAs estão localizadas, na sua maioria, próximas as nascentes e ao longo dos cursos d'água. Nessas glebas estão incluídas as instalações (casa, estufa, galpão, chiqueiro, estábulo, etc.), pequenos poteiros, a horta, o pomar e as pequenas lavouras de subsistência (mandioca, batata, amendoim, cana-de-açúcar, etc.), entre outros. Por conta da criação de bovinos, suínos e aves, há uma considerável deposição de dejetos próximos às instalações, os quais, na maioria dos casos, se acumulam na superfície do solo sem receber nenhum tipo de tratamento. Esses acabam sendo a principal fonte de poluição pontual, especialmente de fósforo, para os cursos d'água.

As glebas com reflorestamento são basicamente compostas pelo eucalipto, as quais representam em média 7,1%, em uma área de 15,6 ha, sendo que, em muitas das UPAs, não se observa a sua ocorrência. Essas áreas de reflorestamento não atendem a demanda por lenha das estufas de secagem de fumo. Dessa forma, alguns produtores compram a lenha de fora da microbacia, ou outros, a retiram das áreas de floresta. Em alguns casos, a demanda por lenha foi acelerada pela necessidade de ampliação das áreas de cultivo de fumo, como pode ser visualizado pelas áreas de queimada (Figuras 5 e 6). Essa dinâmica é condicionada em parte, pelas estratégias das empresas fumageiras que, ao ampliarem os seus mercados, pelo aumento da demanda mundial de fumo, incorporam mais produtores ou incentivam o aumentam da área dos que estão produzindo. Por conta dessas mudanças, 6,3 ha de cobertura florestal foram transformadas em lavouras no ano de 2003.

As áreas de pastagem perene estão localizadas próximas às instalações e dos cursos d'água, ou em posições da paisagem com maior declividade e com solos mais pedregosos. Elas são compostas, predominantemente, pela grama forquilha (*Paspalum notatum*), a qual foi introduzida pelos produtores para servir de alimento ao rebanho bovino. Em algumas propriedades elas são cercadas, formando os chamados “poteiros”, caracterizando-se como locais de acúmulo de resíduos orgânicos, tanto de animais, como de vegetais. Essas áreas de pastagem representam, em média,

7% da área total monitorada, sendo que a área é maior no ponto B4 (15,6 ha), do que no ponto A6 (5,7 ha).

As áreas de lavouras são formadas, em grande parte, por pequenas glebas, as quais são distribuídas na paisagem conforme a organização interna de cada UPA. Em média, elas correspondem a aproximadamente 23,8% da área total da bacia de drenagem, podendo variar, dependendo do segmento, de 0 a 24,4%. O sistema de produção predominante é baseado na cultura do fumo e ocupa em torno de 80% da área de lavouras, perfazendo uma média de 2,5 ha por UPA. Em aproximadamente 45% das glebas, o fumo é cultivado no sistema convencional e em 55%, no sistema cultivo mínimo. Nos dois sistemas a aplicação dos fertilizantes é realizada na etapa do preparo do camalhão e, posteriormente, no momento do aterramento. Pelos levantamentos feitos por Rheinheimer (2001 e 2003), pode se constatar que em 85% das amostras de solo da camada 0-5 cm os teores de fósforo foram superiores a 65 mg dm^{-3} . A maioria das glebas está posicionada em locais com declividade superior a 50%, e em praticamente todas elas não se observam estruturas de contenção da erosão. Em alguns locais, como, por exemplo, no segmento A5, as lavouras chegam às margens dos cursos d'água.

Os mapas das duas bacias de drenagem evidenciam uma dominância da cobertura florestal em relação às demais condições de uso do solo. Porém, dependendo do segmento, a participação relativa dessa condição de uso pode variar de 56% a 98% da área total da bacia (Tabela 1). De maneira geral, elas predominam nas áreas que apresentam maior dificuldades para o estabelecimento de lavouras, ou seja, onde os índices de declividade e de pedregosidade são maiores. Por essas razões, localizam-se comumente no topo dos morros e ao longo das vertentes. No entanto, em alguns casos, verifica-se a sua inexistência à beira do sistema de drenagem, o que possibilita a entrada direta de sedimentos via escoamento superficial. A cobertura florestal predominante é composta por matas secundárias e por remanescentes da mata nativa. As matas secundárias podem ser subdivididas, conforme os

diferentes estádios de sucessão, em capoeiras e capoeirões (RIO GRANDE DO SUL, 2002).

A partir dos resultados, pode-se identificar alguns pontos das duas bacias de drenagem onde a ação antrópica tem sido mais intensa: nas margens esquerda e direita do curso d'água, entre o ponto de coleta A5 e os pontos A3 e A4 (Figura 5); na margem direita do curso d'água entre o ponto de coleta B4 e os pontos B2 e B3 (Figura 6); e os segmentos A2 (Figura 5) e B3 (Figura 6), onde a locação da estrada principal altera o fluxo natural da água, modificando o divisor d'água, e conseqüentemente, a dinâmica hidrossedimentológica da bacia de drenagem. Nestas situações, há uma maior ocorrência de lavouras, estradas e sede das unidades de produção agropecuária (UPAs), bem como de fontes de poluição pontual.

Nos pontos A3 e A4 (Figura 5) e B1 e B2 (Figura 6) a ação antrópica, mesmo existente, é menos intensa, pois as áreas e porcentagem de lavouras são menores (Tabela 1) e, principalmente, pela distância e disposição destas em relação ao sistema de drenagem. Essas áreas de cultivo, embora em locais declivosos, encontram-se espalhadas e entremeadas por faixas de vegetação permanente (florestas, reflorestamento e pastagem perene). Os pontos de coleta A3 e B2 se diferenciam dos pontos A4 e B1 pela existência de fontes de poluição pontual. O ponto de coleta A1 (Figura 5) é o que apresenta a menor intervenção humana, pois cerca de 98% da área da bacia de drenagem é coberta por floresta. Esta disposição das diferentes condições de uso do solo será importante na interpretação dos resultados, principalmente, quando se relacionar aos efeitos de diluição ou concentração de sedimento e as formas de fósforo.

5.2. Concentração de sedimento em diferentes locais da microbacia

As concentrações de sedimento apresentaram grande variabilidade espacial entre os diferentes pontos dos dois riachos da MBH (Tabela 2). As menores concentrações ocorreram nos pontos de coleta A1 (média = 1,4 g l⁻¹)

e B1 (média = 2,3 g l⁻¹), enquanto as maiores foram observadas no ponto A5, com média de 18,0 g l⁻¹. Na Figura 5 verifica-se que a bacia de drenagem do ponto A1 está inteiramente coberta por floresta, o que justifica a baixa concentração de sedimento. No caso do B1, embora apresente 20 % da área ocupada com lavouras, as áreas com florestas, formam barreiras de contenção, evitando a entrada direta do escoamento superficial proveniente das lavouras aos cursos d'água. Além disso, a longa faixa de mata ciliar que se estende do ponto de coleta B1 até a sua nascente, contribui através dos fluxos subsuperficiais, na diluição das concentrações de sedimento dentro do canal. Por outro lado, no ponto A5, a ação antrópica de forma mais intensa, expressa pela maior ocorrência de lavouras e de estradas, explica o maior aporte de sedimentos aos cursos d'água, que é potencializado pela inexistência da mata ciliar.

Tabela 2 – Concentração de sedimento em diferentes pontos de dois riachos da microbacia hidrográfica do Arroio Lino, Agudo, RS. Médias de seis eventos pluviométricos.

Riacho	Ponto	Área	Lavouras	Florestas	2 out	8 out	25 out	12 dez	15 dez	1 fev	Média
		ha	-----%-----		-----g l ⁻¹ -----						
A	A1	3,15	0	98	nd ¹	nd	1,7	nd	1,0	nd	1,4
	A2	24,3	16	74	11,2	8,1	9,8	6,0	6,2	7,4	8,1
	A3	14,6	15	66	1,8	nd	2,6	1,7	10,6	4,9	4,3
	A4	26,9	12	78	2,2	2,8	2,5	2,6	2,6	4,0	2,8
	A5	69,2	22	67	15,0	18,0	30,9	7,7	12,2	24,3	18,0
	A6	145	24	61	7,9	6,5	6,7	nd	8,7	4,8	6,3
B	B1	21	20	71	1,2	nd	1,9	nd	3,9	nd	2,3
	B2	46,3	18	61	3,6	2,9	nd	1,8	4,2	2,0	3,9
	B3	48,3	24	55	9,2	5,3	7,0	2,1	3,4	4,9	6,1
	B4	154,7	24	52	5,7	nd	25,6	3,0	10,6	6,3	9,7
	Média por evento				6.4	7.3	11.9	3.0	10.6	6.3	7.0
	Precipitação (mm)				23	16	61	27	83	34	

¹nd: não determinado

Ao observar o comportamento da concentração de sedimentos entre os pontos de montante à jusante pode-se ver que, em alguns casos, ela aumentou, e em outros diminuiu. Do A1 até o A2 houve aumento de 1,4 para 8,1 g l⁻¹; do B1 ao B3 de 2,3 para 6,1 g l⁻¹; e do A4 para o A5 passou de 2,8 para 18,0 g l⁻¹. Nesse último caso, o ponto A5 apresenta 25% da sua área total ocupado com lavouras anuais e 65% com florestas, enquanto que o A4, localizado a montante, possui 12% e 80% desses mesmos índices. Essas diferenças nas características de uso do solo podem justificar que, em uma distância de 440 m, entre os dois pontos de coleta A4 e A5, a concentração de sedimento tenha aumentado seis vezes.

No ponto A6, que recebe as águas que passam pelos pontos A2 e A5, houve uma diluição na concentração de sedimento de 8,1 e 18,0, respectivamente, para 6,3 g l⁻¹, o que pode ser explicada pela vasta área coberta com floresta localizada à margem esquerda do curso d'água, que se estende deste o A2 até o A6. Além disso, o afluente localizado na margem direita percorre um longo trecho de pastagem perene, contribuindo para um escoamento com menor quantidade de sedimento em suspensão.

Por outro lado, do B3 para o B4, o qual integra as águas de toda a bacia de drenagem do RB, houve um aumento da concentração de sedimento de 6,1 para 9,7 g l⁻¹ de sedimento. Esse comportamento pode ser justificado pela maior ocorrência de áreas de lavouras e de sedes das UPAs localizadas na margem direita do curso d'água. As lavouras que se estendem até o topo do morro são cortadas por estreitas estradas, as quais estão posicionadas no sentido do maior declive, aumentando a velocidade da enxurrada e, conseqüentemente, a energia de desagregação e transporte dos sedimentos. Os pequenos cursos d'água a direita do riacho são temporários e delimitados pelos desaguadores da estrada principal, os quais conduzem o escoamento superficial proveniente desta e das lavouras posicionadas nas cotas superiores.

Comparando-se os pontos B2 e B3 observa-se que, embora as duas bacias de drenagem possuam áreas semelhantes (45,5 e 48,9 ha), elas

apresentaram concentrações de 3,9 e 6,1 g l⁻¹ de sedimento. Essa diferença pode ser atribuída às variações existentes nas características de uso do solo. Enquanto no ponto B2 as lavouras correspondem a apenas 18% e a cobertura florestal perfaz 62%, no B3 esses usos são de 24% e 54 %. Além disso, no ponto B3 há maior quantidade de estradas e de áreas ocupadas pelas sedes das UPAs, caracterizando maior ação antrópica.

Nos pontos A6 e B4, que são os dois pontos de coleta que integram os demais pontos dos dois riachos, as concentrações de sedimento foram de 6,3 e 9,7 g l⁻¹, respectivamente. Além das condições descritas anteriormente, as quais estavam relacionadas às distribuições espaciais das estradas e das glebas de uso, pode-se atribuir esta diferença à variação na área, de 141,5 para 150,4 ou à contribuição relativa de 61 e 54% de cobertura florestal no riacho A e B, respectivamente (Tabela 1).

As precipitações registradas no período de coleta foram diferentes quanto à intensidade e duração. As chuvas dos dias 25/10 e 15/12 foram de alta intensidade (61 e 83 mm) e duração, resultando nos maiores valores de concentração de sedimentos, 11,9 e 10,6 g l⁻¹, respectivamente (Tabela 2). Isso se deve a grande capacidade de desagregação e transporte dos fluxos superficiais. Por conta disto, os sedimentos em suspensão são removidos além das lavouras e estradas, das margens e do leito dos cursos d'água (Anexo 6). Mesmo nos eventos pluviométricos com menores intensidades as transferências de sedimento dos ecossistemas terrestres aos cursos d'água foram altas. Nos dois primeiros eventos avaliados (2 e 8 de outubro) embora as precipitações tenham sido baixas, elas geraram grandes concentrações de sedimento, 6,4 e 7,3 g l⁻¹, respectivamente. Os valores elevados de sedimento em suspensão se devem porque, os solos das áreas de lavoura com fumo, estavam descobertos e revolvidos, por ocasião do preparo do camalhão e aterramento dos fertilizantes. Também, no evento do dia 1/2/2004 a alta concentração de sedimento deve-se ao fato de ter ocorrido um período sem chuva desde o dia 15/12, o que provocou um acúmulo de solo solto nas estradas e no leito dos cursos d'água.

As variações espaciais e temporais observadas nas concentrações de sedimento, bem como, na participação relativa das principais condições de uso do solo, representadas pelas lavouras e florestas, serão consideradas nas interpretações dos resultados das formas de fósforo nos próximos tópicos.

5.3. As transferências de fósforo na água

Os resultados apresentados na Tabela 3 demonstram que houve ampla variabilidade nos teores de fósforo entre as formas solúvel, biodisponível particulado e total e entre os 10 pontos de coleta localizados nos dois riachos da MBH. Sendo que, os menores valores foram observados nos pontos com maior cobertura florestal, ao passo que, os maiores teores foram registrados nos pontos onde a ação antrópica foi maior, principalmente, pela contribuição das áreas cultivadas (poluição difusa) e das fontes de poluição pontual. Os resultados mostram também que os teores das três frações analisadas, em praticamente todos os pontos monitorados e em todas as coletas, estiveram acima do limite crítico de $0,025 \text{ mg l}^{-1}$ de fósforo total estabelecido pela Resolução N° 20 do CONAMA.

No ponto A1 (Figura 5), com 98% de cobertura florestal, a água coletada apresentou teores médios de 0,05, 0,24 e $0,87 \text{ mg l}^{-1}$ de fósforo solúvel (Ps), fósforo particulado biodisponível (Ppb) e fósforo total (Pt), respectivamente. No ponto A6, que integra as águas que passam por todos os demais pontos, que apresenta 60,3 ha de cobertura florestal e 24,5 ha de lavouras, os teores médios foram de 0,14, 0,42 e $10,06 \text{ mg l}^{-1}$, para as três frações, respectivamente. Entre os dois pontos a concentração de Ps aumentou 2,7, a de Ppb 1,7 e a de Pt 11,5 vezes e, concomitantemente, houve aumento de 4,5 vezes na concentração de sedimento. Além disso, no A1, o teor de Ps correspondeu a 5,7% e o Ppb a 27,7% do Pt, ao passo que no A6, essas formas de fósforo perfazem apenas 1,4 e 4,1% do Pt.

Comparando-se os pontos A4 (12% lavoura) e A5 (22% lavoura) observa-se que o Ppb aumentou três vezes e o Pt em sete vezes. Porém, o teor absoluto de Ps no A4 (0,09 mg l⁻¹) foi semelhante ao A5 (0,08 mg l⁻¹). No entanto, esses teores correspondem a 5,1 e 0,7% do Pt, respectivamente. Isso demonstra que há uma diferença qualitativa nos sedimentos, o que será analisado nos tópicos seguintes.

Tabela 3 Concentração de fósforo na água relacionada ao uso do solo e da área de contribuição em cada ponto da microbacia. Média de seis eventos.

Riacho	Ponto	Área	Lavouras	Florestas	Sedimentos	Ps*	Ppb**	Pt***
		ha	-----%-----		g l ⁻¹	-----mg l ⁻¹ -----		
A	A1	3,1	0	98	1,4	0,05	0,24	0,87
	A2	24,3	16	74	8,1	0,08	0,42	5,51
	A3	14,6	15	66	4,3	0,13	0,72	6,88
	A4	26,9	12	78	2,8	0,09	0,13	1,55
	A5	69,2	22	67	18,0	0,08	0,66	11,03
	A6	145,0	24	61	6,3	0,14	0,42	10,06
B	B1	21	20	71	2,3	0,10	0,26	3,31
	B2	46,3	18	61	3,9	0,19	0,65	3,60
	B3	48,3	24	55	6,1	0,06	0,40	4,81
	B4	154,7	24	52	9,7	0,17	0,68	12,25

*fósforo solúvel; **fósforo particulado biodisponível; ***fósforo total

A maior contaminação da água com sedimento e fósforo no ponto A5, do que no ponto A4, se deve a vasta área de lavouras que se estendem até a margem do curso d'água. Além disso, há contribuição das estradas de lavouras as quais são mal distribuídas. Tudo isso fez com que numa distância de apenas 400 m, a quantidade de sedimento aportada ao sistema de drenagem superficial tenha aumentado mais de seis vezes (2,8 para 18 g l⁻¹). McDowell et

al. (2001) e Gburek & Sharpley (1998) constataram que com o acréscimo na quantidade de sedimento houve acréscimo em todas as formas de fósforo analisadas. Essa mesma situação, em que houve relação entre o aumento das concentrações de sedimento com aumento dos teores de fósforo pode ser constatada entre os pontos A1 e A2, no RA, e entre o B1 e B3, no RB.

Nos pontos de coleta A3 e B2, embora tenham uma cobertura de lavoura relativamente menor que os demais pontos, a água apresentou teores de Ps elevados, (0,13 e 0,19 mg l⁻¹, respectivamente – Tabela 3). Esse comportamento está relacionado à ocorrência de fontes de poluição pontual (Figuras 5 e 6). No caso do A3, observa-se que a área da sede de uma das UPAs está localizada sobre o curso d'água. Em visitas de campo se constatou a existência de uma pocilga próxima ao curso d'água. Além disso, logo acima do ponto de coleta, há uma pequena área cercada onde há um depósito de esterco de bovinos.

Da mesma forma, no ponto B2, o curso d'água transpõe a área da sede de uma das UPAs. Por ocasião dos eventos pluviométricos, os resíduos provenientes da pocilga e do estábulo são lançados diretamente no riacho. Além dessa, foram identificadas duas encerras de porcos, uma está localizada logo acima do ponto de coleta e a outra, próxima à área da sede da UPA. Nesse ponto, também, as áreas de pastagem perene podem estar contribuindo pela geração de um escoamento superficial com elevado teor de Ps em relação à baixa concentração de sedimento, que foi de 3,9 g l⁻¹. Essas fontes de poluição pontual contribuem de forma direta, pela entrada de excrementos de animais no curso d'água, e indiretamente, via escoamento superficial.

Comparando-se o RA com o RB, tomando os pontos A6 e B4 como integradores de todos os segmentos, constata-se que os teores de fósforo das três formas de fósforo analisadas foram superiores no RB. Esses resultados, de maneira simplificada, poderiam ser atribuídos à diferença existente entre a área de contribuição em cada ponto de coleta, de 145 ha no A6 e 154,7 ha no B4, ou a diferença entre a cobertura florestal, que é de 60,8% no A6 e de 56,5% no B4, já que a porcentagem de lavoura é igual. Porém, a diferença nas

concentrações de fósforo está muito mais relacionada ao número e à posição das fontes de poluição pontual e difusa, do que aos fatores listados anteriormente.

Na Figura 5, pode-se observar que no RB, a área das sedes das UPAs é maior e há uma predominância delas próximas ao curso d'água entre o segmento B4 e B2 (Tabela 2). Além deste fator, as estradas de lavoura estão em maior número e localizadas no sentido do maior declive, direcionando o escoamento das glebas de lavoura. No outro lado, no RA, a maior extensão de mata ciliar entre o trecho A2 e A6, diminui os teores de Ppb de 0,66 para 0,42 mg l⁻¹ e de Pt de 11,03 para 10,06 mg l⁻¹. Estando de acordo com a diluição da concentração de sedimento que passou de 18 para 6,3 g l⁻¹. Esse efeito de diluição também foi estudado por McDowell et al. (2001) que atribuíram à entrada de escoamento superficial de áreas florestadas. Nesse caso, o teor de Ps não foi afetado, subindo de 0,08 mg l⁻¹ no A5, para 0,14 mg l⁻¹ no A6. Esse comportamento se deve, possivelmente, à entrada de escoamento superficial das áreas de mata e de fontes de poluição pontual de duas sedes localizadas logo acima do A6. Desta maneira, no A5, o Ps representa 0,7% do Pt, enquanto no A6, subiu para 1,4%. O Ppb corresponde a 6% no A5 e 4% no A6, demonstrando que embora tenha mais Ps, a capacidade de tamponamento dessa fração é um pouco menor.

Omernik (1977), estudando a influência do uso do solo nas “perdas” de fósforo, encontrou que em microbacias com 90% do solo coberto por florestas, os teores médios de Ps (0,01 mg l⁻¹) foram menores que naquelas com 90% de área cultivada (0,07 mg l⁻¹), e que as transferências de fósforo aumentaram, em todas as formas, com o aumento das atividades antrópicas, tanto rurais, quanto urbanas. A diferença é que no primeiro caso, o Ps representou, aproximadamente, 60% das transferências totais de fósforo, enquanto nas microbacias agricultadas, cerca de 60% do fósforo total estava na forma particulado.

McDowell & McGregor (1984) observaram que as “perdas” de fósforo solúvel e particulado no cultivo convencional de milho foram de 0,11 e 9,71 mg

l^{-1} , respectivamente. Já no sistema plantio direto os teores solúveis subiram para $0,57 \text{ mg l}^{-1}$ e os de fósforo particulado baixaram para $0,51 \text{ mg l}^{-1}$. Esses resultados evidenciam a natureza seletiva da erosão (Sharpley, 1985b, Quinton, 2001). Embora as áreas de florestas se assemelhem às de sistema plantio direto, no tocante à diminuição das transferências de sedimento pelo escoamento superficial, deve-se considerar que, naquelas, os teores de fósforo são baixos e dependentes da demanda da vegetação e da taxa de intemperismo (Reynolds & Davies, 2001). Já no sistema plantio direto há um acúmulo de fósforo na superfície do solo, aumentando as transferências desse nutriente na forma solúvel (Sharpley et al., 1992; Reynolds & Davies, 2001).

Os valores médios de Ps em cada evento pluviométrico (Tabela 4) apontam para tendência em diminuição nos teores durante o ciclo da cultura do fumo. Nos dois primeiros eventos, que coincidiram com a implantação e adubação da cultura, os teores médios de Ps dos 10 coletores foram de $0,17$ e $0,18 \text{ mg l}^{-1}$. Nos eventos ocorridos durante a colheita das folhas e no período pós-colheita, os teores foram de $0,07$ e $0,06 \text{ mg l}^{-1}$. Por outro lado, para as frações de Ppb e Pt parece não haver nenhuma relação com a época do ano. Os teores médios de Ppb se mantiveram na faixa de $0,45$ a $0,72 \text{ mg l}^{-1}$ durante todo o ciclo. O Pt, por sua vez, demonstrou tendência de relação com a intensidade da chuva, e não com o ciclo da cultura do fumo. Nesse caso, os maiores teores de Pt foram obtidos quando da ocorrência das maiores precipitações ($10,47$ e $7,68 \text{ mg l}^{-1}$ para 100 e 120 mm chuvas, respectivamente).

Os resultados evidenciam que com o aumento das áreas de lavoura, das fontes de poluição pontual e, principalmente, da distribuição destas na paisagem, aumentam as concentrações de fósforo nas diferentes formas, durante as chuvas, tanto de alta quanto de baixa intensidade. Contudo, vale considerar que, ao coincidir um evento de alta intensidade e duração com a época de preparo e adubação do solo, a amplitude das perdas é maior, o que está de acordo com Quinton et al. (2001).

Tabela 4 – Concentração de fósforo solúvel, biodisponível particulado e total em cada ponto de dois riachos da microbacia hidrográfica do Arroio Lino, Agudo, RS.

Riacho	Ponto	2 out 03	8 out 03	25 out 03	12 dez 03	15 dez 03	1 fev 04
-----P solúvel, mg l ⁻¹ -----							
A	A1	nd ¹	nd	0,09	nd	0,01	nd
	A2	0,20	0,15	0,07	0,04	0,04	0,01
	A3	0,10	nd	0,08	0,16	0,14	0,14
	A4	0,20	0,08	0,07	0,04	0,11	0,01
	A5	0,15	0,12	0,08	0,08	0,03	0,01
	A6	0,26	0,18	0,10	nd	0,10	0,03
B	B1	0,18	nd	0,07	nd	0,04	nd
	B2	0,12	0,38	nd	0,13	0,10	0,20
	B3	0,09	0,14	0,07	0,03	0,03	0,02
	B4	0,26	nd	0,12	0,23	0,11	0,05
	Média	0,17	0,18	0,08	0,11	0,07	0,06
-----P biodisponível particulado, mg l ⁻¹ -----							
A	A1	nd	nd	0,22	nd	0,36	nd
	A2	0,74	0,37	0,75	0,40	0,15	0,42
	A3	0,96	nd	0,61	0,95	0,93	0,75
	A4	0,33	0,13	0,20	0,16	0,21	0,18
	A5	0,33	0,58	1,82	0,35	0,47	0,64
	A6	0,52	0,36	0,93	nd	0,53	0,18
B	B1	0,33	nd	0,23	nd	0,52	nd
	B2	0,51	0,41	0,39	0,28	0,80	0,25
	B3	1,12	0,30	nd	0,75	0,72	0,56
	B4	0,55	nd	1,36	0,69	0,71	0,65
	Média	0,60	0,54	0,72	0,51	0,54	0,45
-----P total, mg l ⁻¹ -----							
A	A1	nd	nd	1,03	nd	0,70	nd
	A2	4,12	5,51	4,56	5,56	7,25	6,04
	A3	2,00	nd	1,36	7,10	8,19	5,75
	A4	1,85	1,55	1,68	1,38	2,65	0,17
	A5	11,92	11,03	24,89	6,58	12,11	9,55
	A6	6,24	10,06	8,16	nd	16,52	9,32
B	B1	1,81	nd	nd	nd	4,82	nd
	B2	5,68	3,60	nd	1,64	5,31	1,78
	B3	6,32	4,81	7,97	1,28	3,40	5,06
	B4	3,47	nd	33,10	3,42	15,86	5,38
	Média	4,82	6,44	10,47	3,85	7,68	5,38

¹nd: não determinado

5.4. As transferências de fósforo nos sedimentos

Pelos resultados apresentados na Figura 7 pode-se observar que houve variação nos teores de fósforo entre as formas, bem como entre os pontos de coleta. Os pontos que apresentaram maiores teores de fósforo solúvel foram os que tiveram os maiores valores de fósforo particulado biodisponível, além de serem diferentes, entre pontos com igual teor de fósforo total. Embora os teores de Ps e Ppb tenham sido elevados a grande parte é transportada adsorvida aos sedimentos. Por outro lado, verifica-se que os sedimentos podem ter capacidade poluente diferente no longo prazo, expressas nos teores de fósforo particulado potencialmente biodisponível (Pppb).

Os menores valores de Pt nos sedimentos foram registrados nos segmentos com maior cobertura florestal (A1, A4 e B1) e nos com maior percentagem de estradas (A2 e B3), com valores entre 1050 a 1170 mg Kg⁻¹ (Tabela 1). Os maiores valores de Pt (1460 a 1600 mg Kg⁻¹) foram obtidos nos pontos onde as fontes de poluição pontual e difusas tiveram maior influência (A3, A6, B2 e B4). Considerando-se que nos pontos (A1, A4 e B1) os valores de Pt estejam mais relacionados aos teores originais de fósforo do solo, devido às baixas adições de fertilizantes fosfatados, o incremento de fósforo nos demais pontos se deve ao enriquecimento dos sedimentos pelo fósforo das diferentes fontes de poluição.

No ponto A1, que possui 98% da área da bacia de drenagem coberta por floresta, os sedimentos possuem os menores valores de Pt (1067 mg kg⁻¹) (Figura 7 e Tabela 5). Por outro lado, no ponto A6, localizado a jusante da bacia de drenagem do RA, o teor de Pt subiu para 1484 mg kg⁻¹, e é decorrente da maior ação antrópica expressa na menor cobertura florestal (61%) e na maior presença de lavouras (25%). Os valores de fósforo particulado biodisponível (Ppb) no A1 (99 mg kg⁻¹) foram maiores do que no A6 (77 mg kg⁻¹). Porém, no A1 o Ppb correspondeu a 11% do Pt e no A6 a 5,2% do Pt, demonstrando que os sedimentos coletados na floresta são muito mais ricos

em Ppb do que aqueles oriundos de lavouras. Por outro lado, os sedimentos do A6 apresentaram maior capacidade de tamponamento demonstrada pela superioridade nos valores de Pppb (147 no A6 e 109 mg kg⁻¹ no A1).

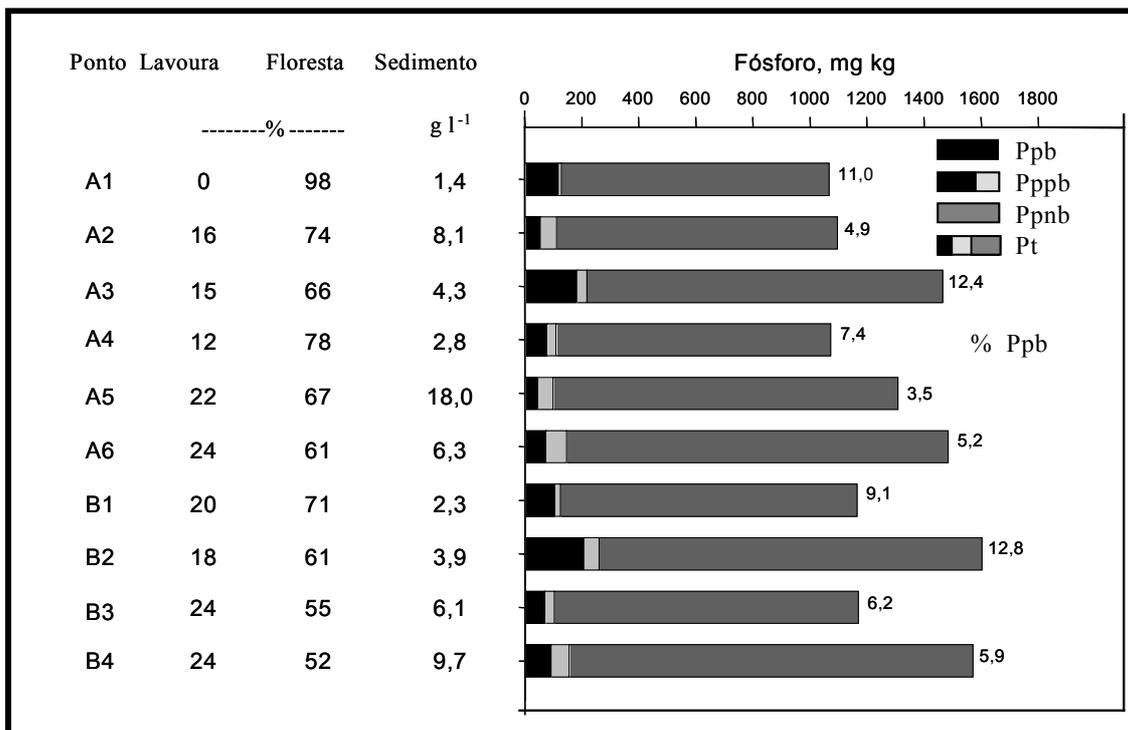


Figura 3 – Fósforo biodisponível particulado (Ppb), potencialmente biodisponível (Pppb) e particulado não biodisponível (Ppnb) e total (Pt) no sedimento de diferentes locais da microbacia hidrográfica do Arroio Lino, Agudo Rs. Os números representam o percentual de Ppb em relação ao Pt.

A participação do Ppb no Pt foi inversamente proporcional à concentração de sedimento em suspensão, exceto nas coletas efetuadas nos pontos com poluição pontual (A3 e B2), cujos valores de Ppb (182 e 206 mg Kg⁻¹) correspondem a 12,4 e 12,8% do Pt, respectivamente (Figura 7). Os valores de ppb nos pontos A6 e B4 foram relativamente altos e superiores aos teores médios encontrados na camada de 0 a 2,5 cm de solo das glebas de lavoura (Rheinheimer, 2003). Esse comportamento se deve ao fato de que a erosão é seletiva, o que está de acordo com Sharpley (1985b), e também, por ter havido enriquecimento de fósforo pelas fontes de poluição pontual ao longo do segmento.

Tabela 5 – Concentração de fósforo nos sedimentos coletadas em diferentes épocas e locais em dois riachos da microbacia hidrográfica do Arroio Lino - Agudo, RS.

Riacho	Ponto	Lavoura	Florestas	2/out	8/out	25/out	12/dez	15/dez	1/fev	Média
		-----%-----		-----P particulado biodisponível, mg kg ⁻¹ -----						
A	A1	0	100	nd ¹	nd	95	nd	102	nd	99
	A2	17	76	60	54	85	57	16	55	55
	A3	15	67	367	nd	147	150	139	107	182
	A4	16	76	109	79	81	62	74	69	79
	A5	23	66	84	46	36	43	38	27	46
	A6	22	58	60	75	133	nd	39	67	71
B	B1	20	72	105	nd	133	nd	80	nd	106
	B2	18	62	254	206	nd	275	98	196	206
	B3	24	54	54	71	27	92	136	48	71
	B4	24	54	86	nd	68	173	40	96	93
				-----P particulado potencialmente biodisponível, mg kg ⁻¹ -----						
A	A1	0	100	nd	nd	102	nd	156	nd	109
	A2	17	76	110	112	157	104	79	108	112
	A3	15	67	394	nd	163	168	186	178	218
	A4	16	76	133	110	101	93	124	99	110
	A5	23	66	138	100	90	94	91	84	100
	A6	22	58	153	147	215	nd	105	113	147
B	B1	20	72	118	nd	146	nd	114	nd	126
	B2	18	62	354	260	nd	301	156	229	260
	B3	24	54	93	104	60	114	163	92	104
	B4	24	54	151	nd	119	233	100	178	156
				-----P particulado não biodisponível, mg kg ⁻¹ -----						
A	A1	0	100	nd	nd	1024	nd	852	nd	938
	A2	17	76	683	984	1237	812	1265	924	984
	A3	15	67	1294	nd	1090	1287	1519	1047	1247
	A4	16	76	1017	963	1064	986	961	789	963
	A5	23	66	1103	1208	1390	1043	1496	1009	1208
	A6	22	58	1130	1337	1070	nd	1728	1421	1337
B	B1	20	72	1213	nd	927	nd	979	nd	1040
	B2	18	62	1632	1344	nd	1285	1146	1311	1344
	B3	24	54	1048	1066	1055	1045	1000	1180	1066
	B4	24	54	944	nd	2699	861	1554	1023	1416
				-----P total, mg kg ⁻¹ -----						
A	A1	0	100	nd	nd	1126	nd	1008	nd	1067
	A2	17	76	793	1096	1394	917	1344	1032	1096
	A3	15	67	1688	nd	1253	1455	1705	1225	1465
	A4	16	76	1150	1073	1165	1079	1085	888	1073
	A5	23	66	1241	1308	1480	1137	1587	1093	1308
	A6	22	58	1283	1484	1285	nd	1833	1534	1484
B	B1	20	72	1332	nd	1073	nd	1093	nd	1166
	B2	18	62	1986	1604	nd	1586	1303	1540	1604
	A3	24	54	1141	1170	1115	1159	1163	1272	1170
	12	24	54	1095	nd	2818	1093	1654	1201	1572

¹nd: não determinado

De maneira geral, mais de 85% do Pt encontra-se na forma particulada não biodisponível (ppnb), com valores que variam de 900 a 1300 mg kg⁻¹, atingindo como no caso do A5, a 95% do Pt. Em um estudo realizado em áreas erodidas de várias microbacias, Sharpley et al. (1994) verificaram que cerca de 96% do Pt estava na forma particulada não disponível. Similarmente, Omernik (1977), monitorando várias microbacias dos EUA constatou que a intensificação do uso do solo com agricultura aumentou a proporção de fósforo particulado. Dorich et al. (1985) observaram, em um trabalho desenvolvido em uma microbacia em Indiana - EUA, que 21% do Pt estava na forma biodisponível. Sharpley et al. (1995) verificaram que no cultivo convencional 79% do Pt “perdido” pela erosão hídrica encontra-se na forma particulada não disponível, enquanto em pastagem nativa 85% do Pt estava na forma biodisponível, embora a quantidade total de fósforo perdida tenha sido desprezível comparativamente às do cultivo convencional.

Sharpley et al. (1992) monitoraram vinte microbacias agricultáveis de Oklahoma e Texas (EUA) e encontraram variações de 14 a 88% na relação fósforo biodisponível e o fósforo total, e de 9 a 69% entre o fósforo particulado biodisponível e o fósforo particulado não biodisponível. Concluíram que as perdas de fósforo biodisponível e particulada reduziram nas condições em que o uso e o manejo do solo minimizaram a erosão pelo escoamento superficial. Porém, a quantidade de fósforo transportado na forma disponível aumentou. As proporções de fósforo biodisponível e fósforo particulado biodisponível aumentaram à medida que diminuiu o grau de interferência antrópica no sistema e com o aumento de práticas de manejo conservacionistas. Esses autores constataram que, conforme aumentou a concentração de sedimento diminuiu a biodisponibilidade de fósforo particulado. Dessa forma, concluíram que o fósforo biodisponível é dependente da quantidade de sedimento, do enriquecimento de P pelas atividades humanas, das transformações que

ocorrem durante a transferência aos reservatórios e das condições biogeoquímicas⁶ dos mananciais.

A maioria dos trabalhos enfatiza as perdas de solo e nutrientes de diferentes sistemas de cultivo em $\text{kg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ e suas implicações nas perdas de fertilidade do solo. Nos casos onde o monitoramento da qualidade da água é feito em dias normais, quando a concentração de sedimento é muito baixa, a maneira usada para expressar as transferências de nutrientes tem sido em mg l^{-1} (Dils & Heathwaite, 1996; Gburek, 1998; McDowell, et al., 2001; Quinton et al., 2001; Gonçalves, 2003). Essa estratégia pode levar a subestimação das concentrações de fósforo se for desconsiderado que os sedimentos contidos em um litro d'água apresentam capacidades diferentes de adsorver e dessorver fósforo. Portanto, é insuficiente tomar como parâmetro para o planejamento e gerenciamento dos recursos hídricos, os limites estabelecidos pela legislação, a qual se refere à concentração de $0,025 \text{ mg l}^{-1}$ de fósforo total, acima da qual pode-se desencadear o processo de eutroficação de um determinado reservatório.

Por essas razões, os teores de fósforo expressos nas diferentes formas em mg kg^{-1} definem melhor a qualidade dos sedimentos, e nesse caso, os resultados evidenciam que, em um kilograma de sedimento oriundo da mata tem mais fósforo particulado biodisponível e menos fósforo total, do que os sedimentos das áreas com maior interferência humana (Figura 7). Contudo, deve-se considerar que as transferências quantitativas de sedimento dos agroecossistemas, especialmente daqueles ocupados de forma desordenada, são muitas vezes superiores às que ocorrem nos ecossistemas naturais, como por exemplo das florestas e campos nativos (Omernik, 1977; Reynolds & Davies, 2000).

⁶ Para Odum “Bio” refere-se aos organismos vivos, e “geo”, às rochas, solo, ar e água. A biogeoquímica trata do estudo (i.e. movimento alternado) de materiais (elementos químicos) entre os componentes vivos e não-vivos da biosfera.

5.5. Dessorção de fósforo nos sedimentos

Neste tópico, serão discutidos parâmetros físico-químicos relacionados à adsorção e dessorção do fósforo pelos sedimentos, especialmente, enfocando o caráter fonte ou dreno de fósforo a água. Para tanto, assume-se que a disponibilidade de fósforo na água não pode ser analisada apenas com base nas frações de fósforo solúvel e total, mas também, nas propriedades químicas dos sedimentos e das condições biogeoquímicas do meio (pH, potencial redox, temperatura, força iônica, atividade de microrganismos, entre outras), que influenciam nos processos físico-químicos de adsorção e dessorção. (Sharpley et al., 1992; Correll, 1998; Pant & Reddy, 2001; McDowell et al., 2001).

Primeiramente, na Figura 8 e na Tabela 6, são apresentados os resultados da dessorção de fósforo por meio de RTA e os parâmetros estimados pelos ajustes matemáticos: capacidade máxima de dessorção (β) e taxa de dessorção constante (λ). Posteriormente, na Figura 10 e na tabela 8 serão apresentados os parâmetros obtidos por meio das curvas de adsorção no sedimento dos pontos A4 e A5 (capacidade máxima de adsorção (P_{max}), constante relacionada a energia de ligação (k) e a concentração de equilíbrio de fósforo (CEP).

A quantidade de fósforo obtido pela primeira extração com RTA (α), que corresponde ao fósforo particulado biodisponível, variou de 55% a 95% dos valores de β , que corresponde ao fósforo particulado potencialmente biodisponível (Figura 8). A quantidade de fósforo em cada extração da RTA diminuiu exponencialmente à medida que as extrações se sucediam, em todas as amostras estudadas. A partir da segunda extração todas as amostras desorveram menos de 20 mg kg^{-1} , sendo que nos sedimentos coletados nos pontos A1 e B1 praticamente todo o fósforo foi removido pela resina até a terceira extração. Em alguns casos, como nos pontos A5, A6, B3 e B4, onde há maior contribuição de lavouras foram necessárias oito extrações para que os

teores tendessem a zero. Os sedimentos dos pontos de coleta A3 e B2 foram os que apresentaram os maiores valores de α , bem como a maior amplitude entre a primeira extração e a segunda e pelo deslocamento das curvas de fósforo acumulado, o que se justifica pela ocorrência de fontes de poluição pontual.

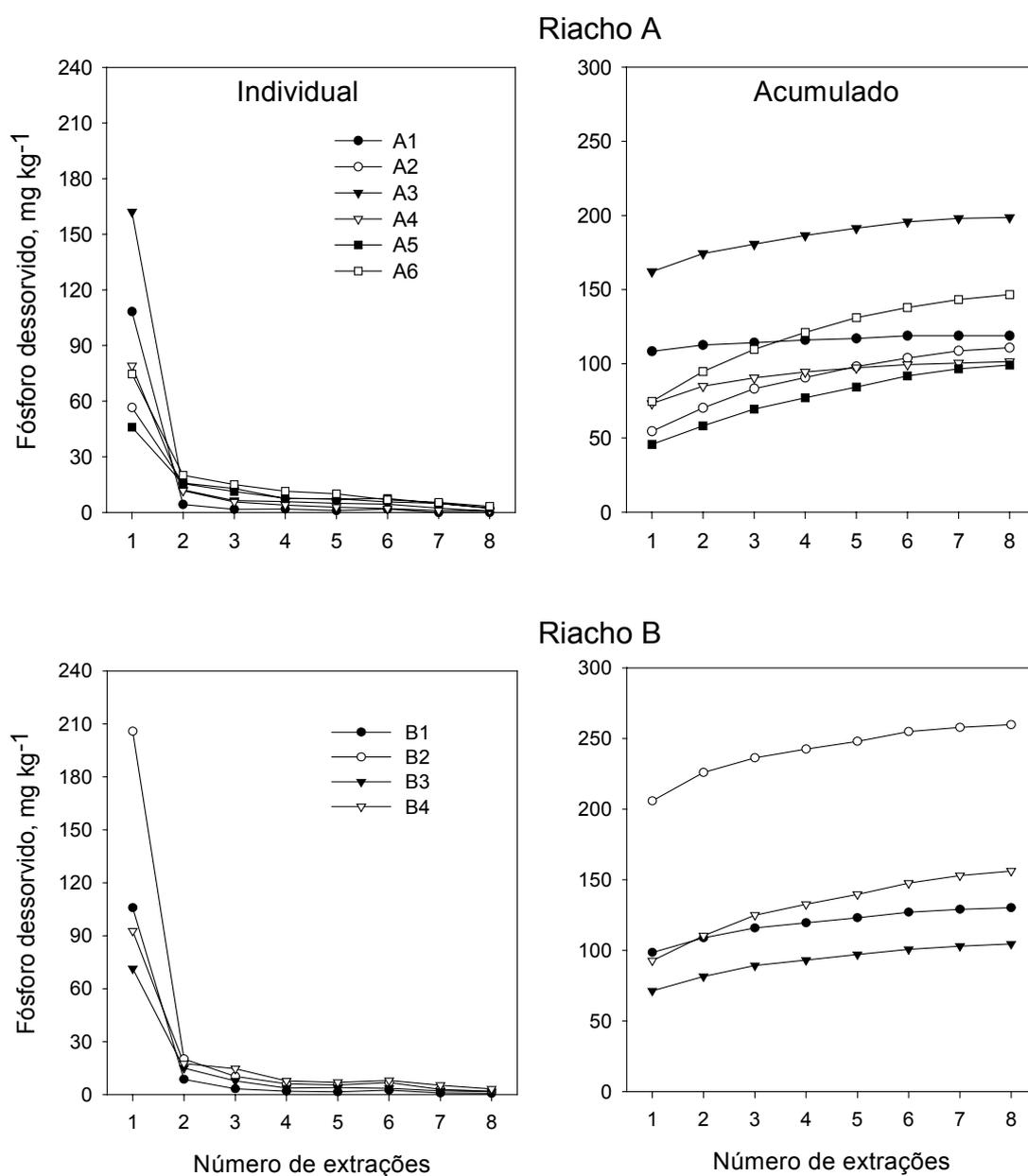


Figura 4 – Dessorção de fósforo do sedimento em suspensão em vários pontos de dois Riachos da microbacia hidrográfica do Arroio Lino, Agudo, RS. Médias de seis eventos pluviométricos.

Tabela 6 – Dessorção na primeira extração (α), dessorção máxima (β) e taxa de dessorção de fósforo (λ) em amostras de sedimentos em suspensão coletados em diferentes condições de uso do solo.

Pontos	Lavouras	Florestas	Sedimento	COT	Argila	Fe _d	Fe _o	α	β	λ
	-----%-----		g l ⁻¹		-----g kg ⁻¹ -----			-----mg kg ⁻¹ -----		mg dia ⁻¹
A1	0*	100	1,4	24	280	17,6	2,3	98	109	0,5245
A2	17	76	8,1	13	250	40,2	2,9	70	121	0,2595
A3	15	67	5,5	22	170	34,2	2,6	182	216	0,5184
A4	12	80	2,8	19	200	22,8	2,1	73	101	0,4933
A5	23	66	18,0	12	300	62,3	3,5	46	122	0,1861
A6	22	58	6,3	18	330	61,3	4,3	75	161	0,2708
B1	20	72	2,3	20	170	30,8	3,2	99	114	0,3211
B2	18	62	3,9	18	180	40,2	3,2	206	265	0,4706
B3	24	54	6,1	11	320	45,3	2,4	71	110	0,2614
B4	24	54	9.7	22	260	58,5	4,9	93	169	0,2595

O comportamento geral evidencia que a metodologia utilizada demonstrou-se eficiente para estimar o β dos sedimentos, o que permitiu identificar a ocorrência de variabilidade na qualidade dos sedimentos coletados nas diferentes condições de uso do solo. McDowell et al. (2001) estudaram a dessorção de fósforo do sedimento de diferentes segmentos de uma microbacia do estado de Pensilvânia (EUA) e demonstraram que aproximadamente 90% do fósforo biodisponível foi desorvido nas primeiras três horas de contato com a água. Rheinheimer (2000) estudou a dessorção de fósforo por RTA em Latossolos e Argissolo e observou que a dessorção do fósforo no solo diminuiu exponencialmente e tendendo a se estabilizar próximo a zero a partir da 6^a extração no Argissolo e 11^a nos Latossolos ricos em argila e óxidos de ferro. Observou, também, que os maiores valores de β foram atingidos no sistema plantio direto e nas camadas de solo de 0-2,5 cm. A mesma tendência foi observada por Gatiboni (2003), que constatou que para os solos que receberam maior quantidades de fósforo foram necessárias 13

extrações para que os valores de fósforo extraídos pela RTA se estabilizassem próximos a zero.

Os resultados estão de acordo com o histórico das práticas de uso e manejo do solo, as quais preconizam aplicações de fertilizantes fosfatados em altas doses no cultivo do fumo. As altas doses de fosfatos solúveis, aplicados na cultura do fumo, satura os sítios de adsorção dos colóides inorgânicos do solo, transformando as lavouras em fontes de poluição difusa de fosfato (Rheinheimer 2001 e 2003). Além destes resultados, vale destacar o elevado teor de α nos pontos A3 e B2, os quais estão relacionados à ocorrência de fontes de poluição pontual (Figuras 5 e 6, respectivamente).

Em todas as amostras de sedimento a primeira extração com RTA extraiu grandes quantidades de fósforo. Isso se deve à extração preferencial de fósforo com baixa energia de ligação e, à medida que esta fração foi se esgotando a quantidade removida pela RTA foi diminuindo, indicando aumento da energia de ligação entre os íons de fosfato e os grupos funcionais dos colóides. Nas áreas mais antropizadas, o escoamento superficial durante os eventos pluviométricos é elevado, e conseqüentemente, as transferências de partículas de solo aos cursos d'água. A partir de então, há um aumento da concentração de sedimentos enriquecidos em fósforo, que aliados às condições geoquímicas do sistema aquático, torna a capacidade de liberação dos íons fosfato para a água ainda maior (Esteves, 1998; Koski-Vähälä & Hartikainen, 2001; McDowell et al., 2001; Pant & Reddy, 2001).

Embora houvesse uma tendência de aumento nos valores de β e diminuição de λ e α à medida que aumentou o teor de argila do sedimento, esta relação não foi significativa estatisticamente (Anexo 7). Isso demonstra que há diferenças qualitativas na fração argila e que por si só, ela não foi um bom parâmetro para explicar a dinâmica de fósforo neste tipo de ambiente. Por outro lado, as relações entre o Fe_d e os parâmetros listados anteriormente foram significativas.

Os teores de ferro extraídos por ditionito-citrato-bicarbonato (Fe_d) e por oxalato de amônio (Fe_o), variaram de 17,6 a 62,3 g kg⁻¹, os de Fe_o entre 2,1 e

4,9 g kg⁻¹, gerando relações Fe_o/ Fe_d variando de 0,8 e 1,9 (Tabela 6). Os valores absolutos de Fe_d são considerados relativamente baixos, o que indica que os sedimentos são oriundos de solos pouco intemperizados (Kämpf & Curi, 2000), estando de acordo com as classes de solo predominantes na microbacia (Dalmolim et al., 2003).

A seguir será analisado o comportamento das curvas de dessorção e dos parâmetros (β , λ e α), entre os pontos de coleta (A1, A4 e B1) localizados à montante e com menor ação antrópica, com os pontos (A2, A5 e B3) localizados à jusante e com maior ação antrópica (Figura 5 e 6). Nos três casos analisados os valores de α foram maiores nos sedimentos coletados nos pontos A1, A4 e B1, do que nos pontos A2, A5 e B2. A partir da segunda extração, houve um cruzamento das curvas dos pontos com e sem ação antrópica, indicando uma maior capacidade de tamponamento dos sedimentos dos pontos com maior interferência de lavouras e estradas, o que pode ser constatado pelos valores de β (Tabela 6).

Nos sedimentos coletados de áreas com baixa ação antrópica (A1, A4 e B1) a λ foi superior (0,5245, 0,4933 e 0,3211 mg dia⁻¹) àqueles coletados de áreas com maior ação antrópica (A2 - 0,2595, A5 - 0,1861 e B3 - 0,2140 mg dia⁻¹). Os valores de λ relacionaram-se inversamente com os teores de óxidos de ferro extraídos por ditionito-citrato-bicarbonato de sódio (Fe_d) (17,6, 22,8 e 30,8 g kg⁻¹) e (40,2, 61,3 e 45,3 g kg⁻¹), respectivamente.

Os sedimentos oriundos das áreas com maior cobertura florestal apresentaram menores teores de Fe_d, comparativamente aqueles coletados de áreas de lavouras e estradas, cujos valores foram de 17 e 42 mg kg⁻¹, respectivamente (Tabela 6). Os maiores valores de Fe_d justificam os menores valores de λ e α , e os maiores valores de β nos pontos com maior interferência de estradas e lavouras (Schwertmann & Taylor, 1989). Entretanto, quando estes sedimentos permanecerem depositados no leito do curso d'água e principalmente de lagos e reservatórios, ocorrerá a dissolução paulatina dos óxidos de ferro pela redução de Fe⁺³ a Fe⁺², aumentando a disponibilidade dos

íons de fosfato para a coluna d'água. Isso indica que a estimativa do β e do Fe_d são bons indicadores do potencial de liberação de fósforo dos sedimentos.

5.6. Adsorção de fósforo nos sedimentos

Pelos resultados analisados até agora se pode constatar que, em uma microbacia hidrográfica de apenas 300 ha, houve uma ampla variabilidade nas concentrações e nas propriedades dos sedimentos, as quais determinam a dinâmica de liberação do fósforo para a água.

Como descreveu Schwarzbald (2000), os recursos hídricos apresentam padrões individuais, com propriedades físicas e químicas peculiares, que são determinadas pelas condições climáticas, geomorfológicas, geoquímicas e pela ação antrópica existente na bacia de drenagem. Nos rios a turbulência faz com que aumente os teores de oxigênio dissolvido na água favorecendo a interação do fósforo aos grupos funcionais. Isso torna as variações no pH da água e a concentração de sedimentos importantes na adsorção ou dessorção de fósforo à água (Esteves, 1998; Correll, 1998; Reynolds & Davies, 2001; McDowell et al., 2001; Koski-Vähälä & Hartikainen, 2001; Pant & Reddy, 2001). Como no presente estudo o pH da suspensão foi alto, variando de 6,7 a 6,9 (Anexo 3) e também da concentração de sedimento (2,8 e 18 g l⁻¹) (Tabela 2), potencializaram uma maior liberação de fósforo para a água.

Para melhor entendimento dessa dinâmica, foram construídas curvas de adsorção de fósforo para dois conjuntos de sedimentos: um proveniente de florestas (A4) e o outro numa área mais antropizada (A5) (Figura 9). O P_{max} foi maior no ponto A5 (386 mg kg⁻¹) do que no A4 (274 mg kg⁻¹) (Tabela 7). Estes baixos valores de P_{max} são explicados, principalmente, pelos baixos teores de Fe_d no sedimento. A diferença observada na P_{max} entre os dois pontos está relacionada às diferenças nos valores de Fe_d (22,8 e 62,3 g kg⁻¹) e Fe_o (2,1 e 3,5 g kg⁻¹) (Tabela 6). Esta relação concorda com Schwertmann e Taylor (1989), os quais apontam os óxidos de ferro como os colóides inorgânicos mais

eficientes na adsorção de ânions inorgânicos. Porém, a baixa quantidade de óxidos implica que o sedimento como um todo apresente pouca área superficial específica, portanto menor quantidade de grupos funcionais para adsorver os íons de fosfato. Além disso, a elevada quantidade de fósforo particulado potencialmente biodisponível (101 e 122 mg kg⁻¹), demonstra que a maior parte dos sítios de adsorção já está saturada.

Os valores do parâmetro k , que está relacionada à energia de ligação do fósforo aos grupos funcionais, foram menores nos sedimentos provenientes da mata (A4= 0,330 l mg⁻¹), do que nos oriundos das lavouras (A5= 0,497 l mg⁻¹). Assim, os sedimentos oriundos das áreas com maior interferência humana, especialmente pelo uso e manejo inadequados do solo, apresentam maiores valores de β , P_{max} e k , do que nos sedimentos provenientes de áreas menos antropizadas. Esses valores estão relacionados diretamente aos teores de Fe_d e Fe_o, e não a quantidade de partículas de tamanho argila (Anexo 7).

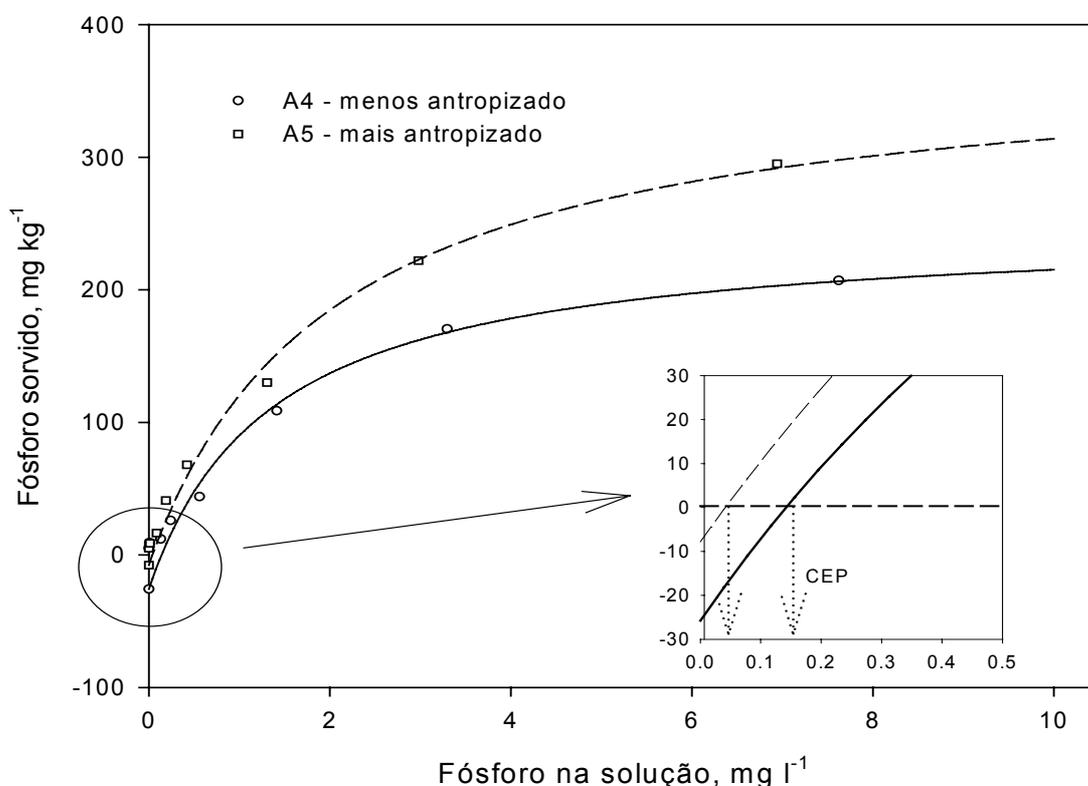


Figura 5 – Relação entre o fósforo sorvido no sedimento em suspensão e o da solução de dois pontos do Riacho A. (Médias de 6 eventos)

Tabela 7 – Parâmetros relacionados a dinâmica do fósforo em sedimentos coletados em áreas com diferentes graus de ação antrópica da microbacia hidrográfica do Arroio Lino, Agudo, RS. Média de seis eventos.

Ponto	P_{max}^1	Q_0^2	CEP ³	K^4
	----- mg kg ⁻¹ -----		mg l ⁻¹	l mg ⁻¹
A4	274 ⁵	-25,8	0,128	0,330
A5	386	-7,8	0,054	0,497

¹capacidade máxima de dessorção; ²ponto de intersecção no eixo das ordenadas; ³concentração de equilíbrio de fósforo e ⁴constante relacionada à energia de ligação de fósforo. ⁵com a inclusão do fósforo previamente sorvido.

Os resultados mostram que a CEP dos sedimentos coletados no ponto A4 (0,128 mg l⁻¹) foi maior daqueles do A5 (0,054 mg l⁻¹), corroborando com os dados de P_{max} e k , que foram menores para os sedimentos oriundos da área mais florestada. Os sedimentos do ponto A4 mantêm mais fósforo em equilíbrio na água, dessorve mais facilmente o fósforo adsorvido, mas têm menos poder tampão (β) do que os sedimentos do A5. Caso os dois sedimentos fossem misturados, o que ocorre no rio, o primeiro seria a fonte e o segundo dreno de fósforo (Novais & Smyth, 1999). Isso significa que, as águas que passam pelo segmento A4, ao se juntarem com as do A5, são diluídas nas concentrações de fósforo solúvel. Uma conclusão mais geral e imediata poderia ser que, com a diminuição da CEP do A4 para o A5, principalmente, pela entrada de sedimentos das lavouras e estradas, indique uma diminuição da capacidade poluente do sedimento rio abaixo.

No entanto, se ambos os sedimentos forem carregados para corpos d'água (lagos e reservatórios) com concentrações de Ps de 0,025 mg l⁻¹, por exemplo, os dois seriam fonte de fósforo para a água, até atingirem a concentração de equilíbrio correspondente a cada sedimento. Se por outro lado, o reservatório possuir uma concentração intermediária entre as duas, os sedimentos do A4 continuarão liberando fósforo para a solução, enquanto os do A5, passarão a atuar como dreno do fósforo dissolvido. Nesta condição, a

concentração em solução diminuirá, e conseqüentemente, os riscos de eutroficação. Contudo, quando estes sedimentos se depositarem no leito do corpo d'água, onde as condições de pH e redução forem elevadas, ocorre a redução de Fe^{+3} a Fe^{+2} , liberando o fósforo adsorvido com maior energia para a coluna d'água, aumentando a concentração de fósforo em solução (Correll, 1998; Esteves, 1998).

Pant & Reddy (2001) constataram que, em ambientes anaeróbicos, a CEP se relaciona muito bem com os teores de óxidos de ferro. Por esta razão, pode se dizer que os sedimentos das lavouras (A5), que apresentaram a maior quantidade de óxidos de ferro, apresentarão no longo prazo, maiores riscos de eutroficação do que os sedimentos da floresta (A4). Considerando-se as concentrações de sedimento que foram seis vezes superiores no A5 do que no A4, esta capacidade poluente pode estar sendo subestimada. Dessa forma, a biodisponibilidade aumenta à medida que os processos de redução se desenvolvem na interface água-sedimento até que os sedimentos ressuspensos na coluna d'água vão sendo novamente oxidados, passando então, a atuarem como dreno do fósforo dissolvido.

A dinâmica do fósforo nos mananciais aquáticos superficiais pode mudar completamente com o aumento das populações de microorganismos, especialmente as algas e as cianobactérias. O rápido desenvolvimento desses organismos aumenta a demanda por fósforo biodisponível, diminuindo a concentração de Ps, criando um gradiente de concentração na coluna d'água, forçando a dessorção do fósforo particulado biodisponível (Correll, 1998), caracterizando o que Esteves (1998) denominou de circulação de curto circuito.

Sendo assim, os sedimentos das lavouras (A5), que apresentaram a maior quantidade de óxidos de ferro e os maiores valores de β , poderão apresentar, no longo prazo, maior capacidade de manter as concentrações de fósforo solúvel do que os sedimentos da floresta (A4), suportando por mais tempo o crescimento e desenvolvimento das populações de microrganismos, entre elas as cianobactérias. Conseqüentemente, esses sedimentos apresentam a maior capacidade de provocar eutroficação das águas superficiais.

Portanto, as quantidades transferidas de sedimento, bem com a sua capacidade em dessorver e/ou adsorver fósforo, estão relacionadas, não só à área absoluta ou relativa ocupadas pelas formas de uso do solo, mas principalmente, à organização e disposição de cada uma delas na paisagem. É importante para isto que o planejamento e gestão das UPA seja realizado no âmbito da MBH, que, por conseguinte, deve ultrapassar os seus divisores políticos e hidrogeológicos. Esta deve ser uma tarefa de longo prazo, que envolva toda a comunidade, e não avançará com medidas paliativas, assistencialistas ou autoritárias. Dessa forma, as regiões de microbacias de cabeceira poderão deixar de ser consideradas produtoras de sedimento e poluentes, sem deixar de ser produtoras de alimentos.

6. CONCLUSÕES

- a. As transferências de sedimentos e de fósforo dos sistemas terrestres aos ambientes aquáticos são incrementadas pelo aumento das áreas de lavoura e das fontes de poluição pontual, respectivamente. A distribuição e a posição das lavouras e das estradas na paisagem é tão, ou mais importante, nas transferências de sedimentos e fósforo, do que a sua contribuição relativa em termos de área. A inexistência da mata ciliar contribui para o aumento nas concentrações de sedimento e fósforo na água do escoamento superficial;
- b. As águas coletadas nas áreas com maior ação antrópica apresentaram maiores concentrações de sedimento e de fósforo em todas as formas, comparativamente àquelas coletadas em áreas com maior cobertura florestal. As fontes de poluição pontual aumentaram os teores de fósforo em todas as formas modificando a sua dinâmica na água e nos sedimentos;
- c. As concentrações de sedimentos e de fósforo total na água são maiores durante os eventos pluviométricos de alta intensidade. Já a concentração de fósforo solúvel é maior na fase inicial do desenvolvimento da cultura do fumo, estando mais relacionadas à aplicação dos fertilizantes no solo.
- d. As concentrações de fósforo particulado biodisponível foram altas em todas as condições de uso do solo e épocas do ano, variando de 3,5% do fósforo total nas áreas de maior contribuição de lavouras e estradas, a 13%, nas áreas com influência de fontes de poluição pontual.
- e. Os sedimentos oriundos das áreas com maior cobertura florestal possuem maior concentração de fósforo particulado biodisponível

e taxa de dessorção constante, porém, com maior capacidade máxima de dessorção de fósforo do que os sedimentos coletados nas áreas com maior interferência de lavouras e de estradas. Estes parâmetros estão relacionados com os teores de ferro extraído por ditionito-citrato-bicarbonato de sódio e não aos teores de argila;

- f. Os sedimentos oriundos das áreas com maior interferência de lavouras e de estradas apresentam maior capacidade máxima de adsorção e constante relacionada à energia de ligação de fósforo, mas, com menor concentração de equilíbrio de fósforo do que os sedimentos oriundos das áreas com maior cobertura florestal.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Ab'SÁBER, A. N. **Os domínios de natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas**. São Paulo: Ateliê Editorial, 2003. 159p.

ALMEIDA, S. G.; PETERSEN, P. & CORDEIRO, A. **Crise socioambiental e conversão ecológica da agricultura brasileira: subsídios à formação de diretrizes ambientais para o desenvolvimento agrícola**. Rio de Janeiro: AS-PTA, 2001. 122p.

BADOUIN, R. **Économie et aménagement de l'espace rural**. Paris: Presses Universitaires de France, 1979. 519p.

BALDISSERA, I. T. Poluição por dejetos de suínos no oeste catarinense. **Pesquisa Agropecuária Catarinense**. v.15, n.1, p11-12, 2002.

BARROW, N. J. A mechanistic model for describing the sorption and desorption of phosphate by soil. **Journal Soil Science**, v34, p.733-750, 1983.

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

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Humano e Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 20 de 10 de junho de 1986**. Brasília, 1986. 92p.

BROOKES, P. C. & POWLSON, D. C. Preventing phosphorus losses during perchloric acid digestion of sodium bicarbonate soil extracts. **Journal of Science and Food Agriculture**, 32, 671-674, 1982.

BRUM, A. J. **Modernização da Agricultura: trigo e soja**. Ijuí: Vozes, 1987. 200p.

CAPRA, F. **O ponto de mutação**. São Paulo: Cultrix, 1982. 447p.

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

DANIEL, T. C.; SHARPLEY, A. N. & LEMUNYON, J. L. Agricultural phosphorus and eutrophication: A symposium overview. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.27, p.251-257, 1998.

DILS, M. R. & HEATHWAITE, A. L. Phosphorus fractionation in hillslope hydrological pathways contributing to agricultural runoff. In: ANDERSON, M. G. & BROOKS, S. M. (Ed) **Advances in Hillslope Processes**. New York: John Wiley and Sons, v.1, p.229-251, 1996.

DORICH, R. A., NELSON, D. W., SOMMERS, L. R. Estimating algal available phosphorus in suspended sediments by chemical extraction. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.14, p.400-405, 1985.

EHLERS, E. **Agricultura sustentável, origens e perspectivas de um novo paradigma**. 2ed. Guaíba : Livraria e Editora Agropecuária, 1999. 179p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. EMBRAPA Solos, Rio de Janeiro. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 1999. 412p.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência Ltda, 1998. 602p.

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, 2000.

GASTALDINI, M. C. C. & MENDONÇA, A. S. F. Conceitos para avaliação da qualidade da água. In: PAIVA, J. B. D & PAIVA, E. M. C. D. (Org.) **Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas**. 1.ed. Porto Alegre: Metrópole indústria gráfica, p.429-452, 2001.

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

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

GLISSMAN, S. R. **Agroecologia: processos ecológicos em agricultura sustentável**. Porto Alegre : Ed. Universidade/UFRGS, 2000. 653p.

GOLIN, T. **O povo do pampa**. 2 ed. Passo Fundo: UPF, 2001. 110p.

GONÇALVES, C. S. **Qualidade de águas superficiais na microbacia hidrográfica do arroio Lino Nova Boêmia - Agudo - RS**. 2003, 114f.

Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2003.

GOVERNO DO ESTADO DO RIO GRANDE DO SUL. **Inventário florestal contínuo**. Disponível em <www.aquaonline.com.br>. Acesso em 10 set. 2002.

GROVER, J. P. Phosphorus-dependent growth kinetics of 11 species of freshwater algae. **Limnology oceanography**. v34, p.341-348, 1989.

HAYGARTH, P. M. & JARVIS, S. C. Transfer of phosphorus from agricultural soils. **Advances in Agronomy**, v.66, p.196-249, 1999.

HAYGARTH, P. M.; HEPWORTH, L. & JARVIS, C. Formas of phosphorus transfer in hydrological pathways from soil under grazed grassland. **European Journal of Soil Science**, v.49, p.65-72, 1998.

JENNY, H. **Factors of soil formation**. New York : McGraw Hill, 1941. 269p.

KÄMPF, N. & CURI, N. óxidos de ferro: indicadores de ambientes pedogênicos e geoquímicos. In. **Tópicos em Ciência do Solo**. Vol.1, (2000) – Viçosa : SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO, 2000.

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

KROTH, P. L. **Disponibilidade de fósforo no solo para plantas e fatores que afetam a extração por resina de troca em membrana**. Porto Alegre, 1998. 168 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

LANA, A. E. Gestão dos recursos hídricos In: TUCCI, C. E. M. (Org.) **Hidrologia: ciência e aplicação**. 3 ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS/ABRH, 2002. p.727-804.

LEAN, D. Phosphorus dynamics in lake water. **Science**, v.179, p.678-680, 1973.

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

MARTINS C. R. Agricultura, Gestão dos Recursos Hídricos e Desenvolvimento Rural: A convergência Necessária. In: FELICIDADE, N.; MARTINS, R. C.; LEME, A. A. (Org.) **Uso e Gestão dos Recursos Hídricos no Brasil**. São Carlos: Rima, 2003. 238p.

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

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

McKEAN, S. J. & WARREN, G. P. Determination of phosphate desorption characteristics in soils using successive resin extractions. **Communication in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v.27, n.9/10, p.2397-2417, 1996.

MEHRA O.P., JACKSON M.L. Iron oxide removal from soils and clays by a dithionite-citrate system buffered with sodium bicarbonate. **Clays Clay Mineralogy** v7,p.317-327, 1960.

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, 1995.

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

NOVAIS, R. F. & SMYTH, T. J. **Fósforo em solo e planta em condições tropicais**. Viçosa : Ed UFV, 1999. 399p.

ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 1988. 434p.

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

PANT, H. K. & REDDY, K. R. Phosphorus sorption characteristics of estuarine sediments under different redox conditions. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.30, p.1474-1480, 2001.

PESAVENTO, S. J. **Agropecuária colonial & industrialização**. Porto Alegre: Mercado Aberto, 1983. 226p.

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

REICHERT, J. M. **Formação de selo superficial e infiltração de água sob chuva simulada em solos do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre, 1988. 165f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1988.

RESENDE, M.; CURI, N.; REZENDE, S. B. et al. **Pedologia: Base para Distinção de Ambientes**. Viçosa : NEPUT, 2002. 338p.

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

RHEINHEIMER, D. S. **Dinâmica do fósforo em sistemas de manejo de solos**. Porto Alegre, 2000. 210f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2000.

RHEINHEIMER, D. S. (editor). **Caracterização física, química e biológica dos solos na microbacia hidrográfica do Arroio Lino, Nova Boemia, Agudo – RS**. Ano II. 2003. 115p.

RHEINHEIMER, D. S. (editor). **Caracterização física, química e biológica dos solos na microbacia hidrográfica do Arroio Lino, Nova Boemia, Agudo – RS**. Ano I. 2001. 115p.

RHEINHEIMER, D. S.; ANGHINONI, I. & FLORES, A. F. Organic and inorganic phosphorus as characterized by phosphorus-31 nuclear magnetic resonance in subtropical soils under management systems. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v.33, p.1853-1871, 2002.

ROMERIO, A. R. **Meio ambiente e dinâmica de inovações na agricultura**. São Paulo : Annablume/Fapesp, 1998. 314p.

SALLADE, Y. E. & SIMS, J. T. Phosphorus transformations in the sediments of delaware's agricultural drainageways: I. Phosphorus forms and sorption. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.26, p.1571-1579, 1997.

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

SHARPLEY, A. N. Phosphorus cycling in unfertilized and fertilized agricultural soils. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v.49, p.905-911, 1985a.

_____. Depth of surface soil-runoff interaction as affected by rainfall, soil slope and management. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v.49, p.1010-1015, 1985b.

_____. The selective erosion of plant nutrients in runoff. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v.49, p.1010-1015, 1985c.

_____. An innovative approach to estimate bioavailable phosphorus in agricultural runoff using iron oxide-impregnated paper. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.22, p.597-601, 1993.

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

SHARPLEY, A. N.; CHAPRA, S. C.; WEDEPOHL, R. et al. Managing agricultural phosphorus for protection of surface waters: Issues and options. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.23, p.437-451, 1994.

SHARPLEY, A. N.; HEDLEY, M. J.; SIBBESEN, E. et al. Phosphorus transfers from terrestrial to aquatic ecosystems. In: TIESSEN, H. (Ed) **Phosphorus in the global environment**. Chichester: John Wiley & Sons, 1995, p.171-200.

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

SILVA, L. S. **Dinâmica da matéria orgânica e a interação com componentes inorgânicos na planta e no solo**. 2001, 167f. Tese (Doutorado Ciência do Solo) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2001.

SMITH, S. J.; SHARPLEY, A. N.; BERG, W. A. et al. Water quality characteristics associated with southern plains grasslands. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.21, p.595-601, 1992.

STUMM, W. & MORGAN, J. J. **Aquatic chemistry: Chemical equilibria and rates in natural waters**. 3 ed. New York : John Wiley & Sons, 1996. 1022p.

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.

TOOR, G. S.; CONDRON, L. M.; DI, H. J. et al. Characterization of organic phosphorus in leachate from a grassland soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, 2003.

TUNDISI, J. G. **Água no século XXI: Enfrentando a escassez.** São Paulo: Rima, 2003. 247p.

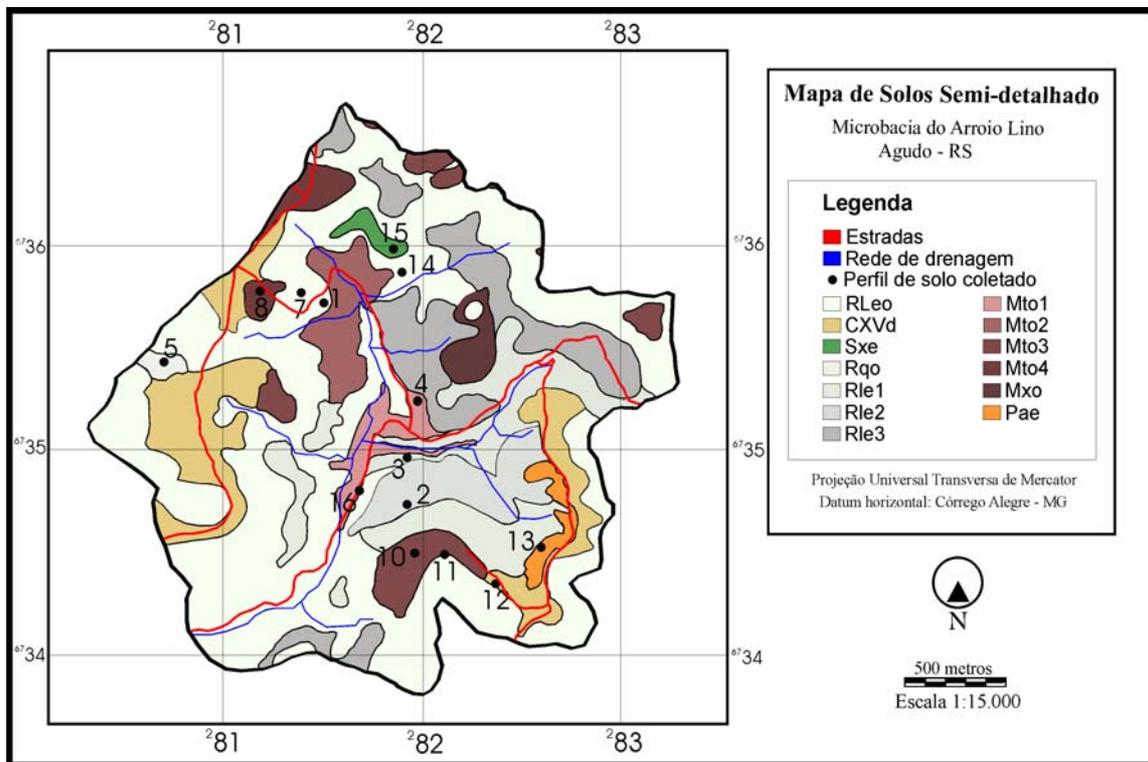
TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação.** 3.ed. Porto Alegre : Editora da UFRGS / ABRH, 2002. 943p.

USEPA – *United States Environmental Protection Agency.* **Methods of chemical analysis for water and wates.** Cincinnati: USEPA, 1971.

8. ANEXO



Anexo 1 - Vista parcial da microbacia hidrográfica do Arroio Lino - Agudo – RS.



Anexo 2. Mapa de solos semi-detalhado da microbacia hidrográfica do Arroio Lino (Dalmolim, 2003).

Anexo 3. pH da água de vários pontos de coleta e épocas do ano no Arroio Lino, Agudo, RS.

Ponto	2/out	8/out	25/out	12/dez	15/dez	1/fev	Média
A1	nd ¹	nd	6,7	nd	6,9	nd	6,8
A2	6,8	6,6	6,9	6,3	6,5	7,3	6,7
A3	7,1	nd	7,0	6,5	6,6	7,6	6,9
A4	6,6	7,0	6,6	6,3	6,6	7,3	6,7
A5	6,8	6,6	6,6	6,5	6,6	7,6	6,8
A6	6,8	nd	6,6	nd	6,7	7,4	6,9
B1	6,7	nd	6,7	6,6	6,9	nd	6,7
B2	6,9	nd	nd	nd	6,6	nd	6,7
B3	6,7	6,8	6,5	6,4	6,5	7,3	6,7
B4	7,1	7,0	nd	6,5	6,8	7,4	6,9

¹nd: não determinado

Anexo 4 Areia, silte e argila em amostras de sedimento coletos em diferentes locais do Arroio Lino, Agudo, RS. Médias de seis eventos pluviométricos.

Pontos	Areia	Silte	Argila	Areia	Silte	Argila
	-----g kg ⁻¹ -----			-----g l ⁻¹ -----		
A1	435	290	280	0.6	0.4	0.4
A2	145	607	250	1.2	4.9	2.0
A3	519	311	170	2.9	1.7	0.9
A4	225	578	200	0.6	1.6	0.5
A5	150	595	300	2.7	10.7	4.6
A6	354	316	330	2.2	2.0	2.1
B1	238	588	170	0.5	1.4	0.4
B2	128	642	180	0.8	3.9	1.4
B3	280	537	320	1.1	2.1	0.7
B4	228	511	260	2.6	5.9	3.0

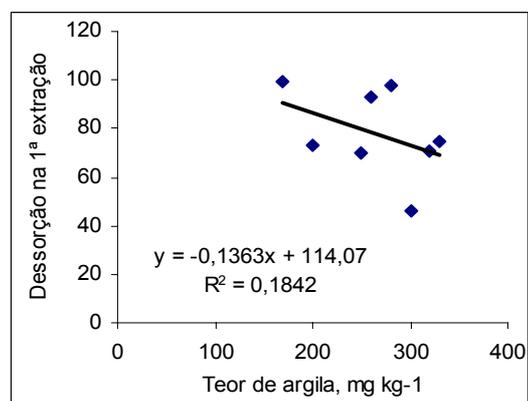
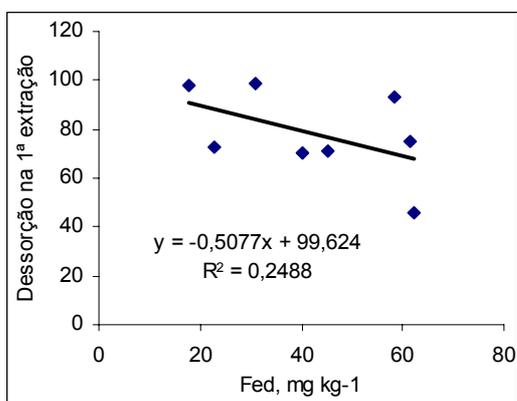
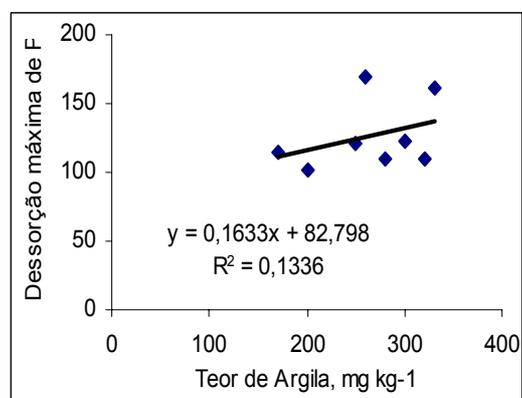
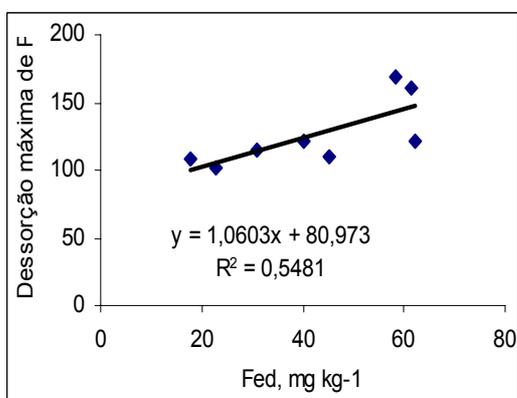
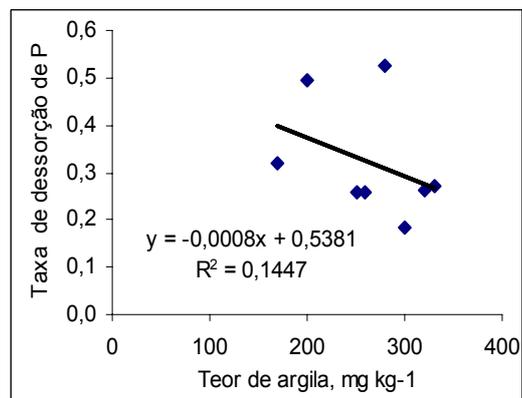
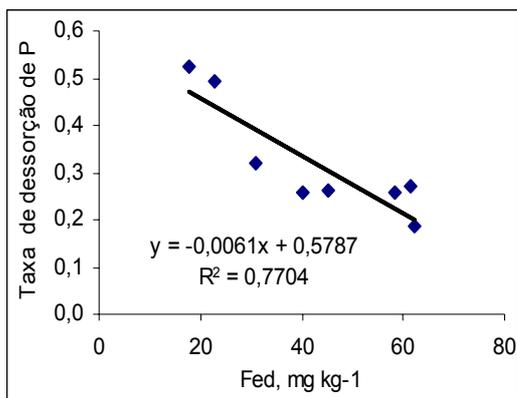
Anexo 5 Taxa de desorção de fósforo (λ) dos sedimentos de diferentes eventos pluviométricos.

Ponto	2 out 03	8 out 03	25 out 03	12 dez 03	15 dez 03	1 fev 04	Média
----- λ , mg dia ⁻¹ -----							
A1	Nd ¹	nd	0,6251	nd	0,4239	nd	0,5245
A2	0,2112	0,2725	0,4396	0,1971	0,0829	0,3535	0,2595
A3	0,5592	nd	0,5053	0,7532	0,3808	0,3950	0,5187
A4	0,5379	0,4913	0,6873	0,4763	0,4009	0,3592	0,4933
A5	0,2124	0,1771	0,264	0,1318	0,1171	0,2144	0,1861
A6	0,1175	0,2602	0,4127	nd	0,1233	0,4405	0,2708
B1	0,2857	nd	0,3258	nd	0,3518	nd	0,3211
B2	0,4472	0,3461	nd	0,5356	0,1447	0,4292	0,4406
B3	0,2224	0,2911	0,3334	0,6746	0,3341	0,2116	0,2614
B4	0,2022	nd	0,3662	0,2659	0,1522	0,3109	0,2595
Média	0,3106	0,3064	0,4542	0,4335	0,2112	0,3393	0,3535

¹nd: não determinado



Anexo 6 Exemplo dos principais lugares onde os sedimentos são erodidos.



Anexo 7 Coeficiente de correlação linear simples entre os parâmetros de dessorção de fósforo e os teores de ferro (extraído por ditionito-citrato-bicarbonato de sódio) e de argila dos sedimentos de diferentes locais da microbacia do Arroio Lino - Agudo – RS.