

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

**TRANSFERÊNCIA DE FÓSFORO EM PEQUENAS
BACIAS HIDROGRÁFICAS COM PREDOMÍNIO DE
SISTEMA PLANTIO DIRETO PRECÁRIO**

TESE DE DOUTORADO

Jimmy Walter Rasche Alvarez

Santa Maria, RS, Brasil.

2014

**TRANSFERÊNCIA DE FÓSFORO EM PEQUENAS BACIAS
HIDROGRÁFICAS COM PREDOMÍNIO DE SISTEMA
PLANTIO DIRETO PRECÁRIO**

Jimmy Walter Rasche Alvarez

Tese apresentada ao Curso de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Área de Concentração em Processos químicos e ciclagem de elementos, do Centro de Ciências Rurais da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para a obtenção do grau de **Doutor em Ciência do Solo.**

Orientador: Prof. Danilo Rheinheimer dos Santos
Co-orientador: Prof. Jean Paolo Gomes Minella

Santa Maria, RS, Brasil.

2014

Ficha catalográfica elaborada através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Central da UFSM, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Rasche Alvarez, Jimmy Walter
TRANSFERÊNCIA DE FÓSFORO EM PEQUENAS BACIAS
HIDROGRÁFICAS COM PREDOMÍNIO DE SISTEMA PLANTIO DIRETO
PRECÁRIO / Jimmy Walter Rasche Alvarez.-2014.
202 p. ; 30cm

Orientador: Danilo Rheinheimer dos Santos
Coorientador: Jean Paolo Gomes Minella
Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa
Maria, Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós-
Graduação em Ciência do Solo, RS, 2014

1. Fracionamento de fósforo 2. Perda de fósforo 3.
Contaminação ambiental 4. Eutrofização 5. Fósforo no
sedimento I. Rheinheimer dos Santos, Danilo II. Gomes
Minella, Jean Paolo III. Título.

© 2014

Todos os direitos autorais reservados ao autor. A reprodução de partes ou do todo deste trabalho só poderá ser feita mediante a citação da fonte. Endereço: Rua Tte Rivarola, 2611, Zona Sul, Fernando de la Mora, Paraguay
Fone (595-21) 959291; End. Eletr: jwrasche@yahoo.com.ar

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

A Comissão Examinadora, abaixo assinada,
aprova a Tese de Doutorado

**TRANSFERÊNCIA DE FÓSFORO EM PEQUENAS BACIAS
HIDROGRÁFICAS COM PREDOMÍNIO DE SISTEMA PLANTIO
DIRETO PRECÁRIO**

elaborada por
Jimmy Walter Rasche Alvarez

como requisito parcial para a obtenção do grau de
Doutor em Ciência do Solo.

COMISSÃO EXAMINADORA:

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

Prof. Dr. Edson Campanhola Bortoluzzi (UPF)

Prof^a. Dra. Rutineia Tassi (UFSM)

Prof. Dr. João Batista Rossetto Pellegrini (IFF)

Prof. Dr. Douglas Rodrigo Kaiser (UFFS)

Santa Maria, 21 de março de 2014.

DEDICATÓRIA

Aos meus pais Egon Emilio
e Maria Agustina...

A minha esposa Claudia
Carolina e ao meu Filho Peterson
David...

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao orientador Professor Danilo Rheinheimer dos Santos pelas ideias, recomendações, paciência e compreensão durante a realização deste trabalho.

A todos os colegas do setor de química e fertilidade que me ajudaram, em especial ao André Pellegrini, Gilmar Schaefer, Marcia Kochem, Viviane Capoane, Mayara Fornari e Tales Tiecher; sem vocês não seria possível a realização deste trabalho.

Aos colegas, Alex Gubiani, Mohsin Zafar e Alexandre Troiam pelo companheirismo e ajuda prestada na elaboração deste trabalho.

Aos assentados do Assentamento Alvorada, principalmente aos que se encontram nas pequenas bacias hidrográficas em estudo, por permitirem realizar essa investigação em suas áreas e por sempre terem colaborado conosco, fornecendo informações referentes a suas propriedades.

À Professora Maria Alice Santanna pela ajuda na correção do português.

Aos Professores Daniel Allasia e Nestor Cabral por me ajudarem no aprendizado da utilização do programa ArcGis®.

Ao Professor Hector Causarano pela tradução do resumo ao inglês.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico y Tecnológico/CNPq pelo suporte financeiro (Processo nº 574371/2008-7) e pela concessão da bolsa de iniciação científica no edital do MCT/CNPq/CT-Hidro nº 22/2009.

Ao Departamento de Solos da UFSM por permitir o uso da sua infraestrutura de laboratório e de campo para a realização dos experimentos.

À Facultad de Ciencias Agrarias da Universidad Nacional de Asunción por conceder-me afastamento durante o tempo que durou o curso de doutorado.

Ao CONACYT por me apoiar no processo de vinda e instalação no Brasil.

Ao Laboratório de Magnetismo e Materiais Magnéticos (LMMM) do Departamento de Física, do Centro de Ciências Naturais e Exatas da UFSM, por permitir o uso da sua infraestrutura e do Difratômetro de Raios X.

Aos professores que me brindaram com suas experiências nas salas de aula e fora dela, em especial a Jean Paolo Gomes Minella, Edson Campanhola Bortoluzzi, Luciano Colpo Gatiboni e João Kaminski, pela participação ativa no trabalho.

À Claudia e ao Peterson por embarcarem nesse desafio, abandonando temporariamente o Paraguai e mudando-se para o RS.

Ao Walter Mellid e família, por me ajudarem nos processos de vinda ao RS e de volta ao Paraguai de maneira desinteressada, meu muito obrigado.

Aos membros da família Bortoluzzi, pelas inúmeras vezes em que me auxiliaram tanto em questões referentes ao estudo, quanto em outros assuntos.

Aos amigos que me ajudaram, compartilhando os bons momentos e me dando força nos momentos difíceis.

Meus sinceros agradecimentos a todos aqueles que fazem parte do Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria pelo espírito de coletividade e união.

LISTA DE TABELAS

		Página
Tabela 1:	Versão de P-Index Original, usado na Pensilvânia (LEMUNYON e GILBERT,1993).....	58
Tabela 2:	Versão de P-Index de Nebraska (EGHBALL e GILLEY, 2001)....	59
Tabela 3:	Versão de P-Index do Alabama (NRCS, 2001).....	60
Tabela 4:	Versão de P-Index do Novo México (FLYNN et al.,2000).....	61
Tabela 5:	Classe de Escoamento Superficial em função da declividade e da permeabilidade do solo.....	64
Tabela 6:	Interpretação do risco de perda de P para cada versão de P-Index...	65
Tabela 7:	Evolução do uso da terra nas pequenas bacias hidrográficas no período de verão dos anos de 2009/2010 e 2013/2014, assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.....	66
Tabela 8:	Textura do solo nas duas pequenas bacias hidrográficas em estudo até 60 cm de profundidade. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.. ..	71
Tabela 9:	Condutividade hidráulica do solo das camadas de 0-10 cm e 10-20 cm, na PBH ₈₀ e PBH ₁₄₀ em diferentes usos do solo. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.....	73
Tabela 10:	Número de gotas de água para romper agregados de 4-5 mm, em solos da camada de 0-10 cm da PBH ₈₀ e PBH ₁₄₀ , assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos - RS.....	74
Tabela 11:	Levantamento das características químicas do solo: pH, pH SMP, cálcio (Ca), magnésio (Mg), potássio (K), alumínio (Al), acidez potencial (H+Al), capacidade de troca de cátions efetiva (CTCef), saturação de alumínio (m), capacidade de troca de cátions potencial (CTCpH7) e saturação de bases (V) das pequenas bacias hidrográficas na camada de 0-20 cm. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.....	83
Tabela 12:	Teor de fósforo em partículas menores do que 2 mm da camada 0 - 10 cm da PBH ₈₀ e PBH ₁₄₀ , assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.....	89
Tabela 13:	Frações de fósforo extraídas pelos extratores: resina trocadora de ânions (RTA), NaHCO ₃ 0,5 mol L ⁻¹ , NaOH 0,1; 0,5 mol L ⁻¹ , HCl 1 mol L ⁻¹ e H ₂ SO ₄ + H ₂ O ₂ em partículas de solo < 63µm, com diferentes usos na PBH ₈₀ e PBH ₁₄₀	92

Tabela 14:	Fósforo disponível, orgânico, geoquímico e total em partículas de solo < 63 μm , com diferentes usos. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.....	94
Tabela 15:	Dessorção na primeira extração (α), dessorção máxima (β) e taxa de dessorção de fósforo (λ) em amostras de solo da camada 0-10 cm, em partículas < 63 μm , coletados na PBH ₈₀ e PBH ₁₄₀ . Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos.....	99
Tabela 16:	Porcentagem da superfície classificado com base em sua vulnerabilidade à perda de fósforo, de acordo ao Índice de fósforo de cada versão, assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.....	102
Tabela 17:	Porcentagem da superfície classificada com base em sua vulnerabilidade à perda de fósforo, de acordo ao Índice de fósforo de cada versão, assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.....	105
Tabela 18:	Porcentagem da superfície classificada com base em sua vulnerabilidade à perda de fósforo, de acordo ao Índice de fósforo de cada versão. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS..	109
Tabela 19:	Porcentagem da superfície classificado com base em sua vulnerabilidade à perda de fósforo, de acordo ao Índice de fósforo de cada versão. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos - RS....	112
Tabela 20:	Precipitação, produção de sedimento e perda de fósforo total na PBH ₈₀ e PBH ₁₄₀ durante eventos pluviométricos monitorados, Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.....	126
Tabela 21:	Tempo de amostragem, vazão, concentração de sedimentos em suspensão (CSS), condutividade elétrica (CE), pH, fósforo solúvel (Ps), fósforo total (PT), fósforo particulado biodisponível (Ppb), fósforo particulado potencialmente biodisponível (Pppb) e a porcentagem do Pppb que é representado pelo Ppb, registrados durante o evento pluvial do dia 14/04/2011, na secção de controle em duas bacias hidrográficas. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos, RS.....	133
Tabela 22:	Tempo de amostragem, vazão, concentração de sedimentos em suspensão (CSS), condutividade elétrica (CE), pH, fósforo solúvel (Ps), fósforo total (PT), fósforo particulado biodisponível (Ppb), fósforo particulado potencialmente biodisponível (Pppb) e a porcentagem do Pppb que é representado pelo Ppb, registrados durante o evento pluvial do dia 14/04/2011, na secção de controle em duas bacias hidrográficas. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos, RS.....	137

	Página	
Tabela 23:	Número de coletas de sedimento com torpedo nas PBHs, datas e quantidade de dias compreendida em cada coleta de sedimento com torpedo, Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.....	155
Tabela 24:	Percentagem de areia, silte e argila no material coletado, e quantidade relativa de silte e argila após a passagem da amostra por peneira de 63 μm , referente às nove coletas de sedimento efetuadas nos torpedos, Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.....	156
Tabela 25:	Frações de fósforo extraídas pelos extratores: resina trocadora de ânions (RTA), NaHCO_3 0,5 mol L^{-1} , NaOH 0,1; 0,5 mol L^{-1} , HCl 1 mol L^{-1} e $\text{H}_2\text{SO}_4 + \text{H}_2\text{O}_2$ nas amostras de solo e sedimento de torpedos nas PBHs estudadas. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS	160
Tabela 26:	Fósforo lábil, orgânico, inorgânico e total da fração menor que 63 μm , em amostras de solo e sedimento de torpedos nas PBHs estudadas. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.....	161
Tabela 27:	Dessorção na primeira extração (α), dessorção máxima (β) e taxa de dessorção de fósforo (λ) em amostras de sedimento menores que 63 μm , coletados com torpedo na PBH_{80} e PBH_{140} . Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos.....	166
Tabela 28:	Datas em que os torpedos coletaram sedimento, número de dias que cada torpedo coletou sedimento, precipitação em cada PBH, entre a terceira e sétima coleta de torpedo nas PBH_s . Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.....	176

LISTA DE FIGURAS

	Página
Figura 1: Localização do Assentamento Alvorada e das PBHs, Júlio de Castilhos – RS. Elaboração: Capoane, 2011.....	46
Figura 2: Imagem com a delimitação das PBHs e a distribuição dos pontos de coleta de amostras de solo para análises gerais, Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – Rio Grande do Sul.....	50
Figura 3: Classes de uso da terra no período de verão de 2013/2014 nas pequenas bacias hidrográficas, Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.....	67
Figura 4: Incorporação de solo de campo natural e APP na PBH ₁₄₀ na cultura da soja, desde a safra 2012/2013. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.....	68
Figura 5: Crescimento radicular da soja em áreas de integração agricultura pecuária em uma lavoura na PBH ₁₄₀ . Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.....	69
Figura 6: Declividade do solo na PBH ₈₀ e PBH ₁₄₀ , Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos - RS.....	70
Figura 7: Médias de umidade volumétrica (θ) a) na PBH80, b) na PBH140; densidade do solo (D_s) c) na PBH80, d) na PBH140; e resistência do solo à penetração (R_p) no solo na profundidade de 0-60 cm e) na PBH80, f) na PBH140, nos diferentes usos do solo em duas PBHs, no assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.....	72
Figura 8: Difratoograma de raios X (DRX) da fração < 2 μ m, de solo pertencente a área de baixada, saturada com cálcio (Ca), com etilenoglicol (EG), aquecida a 200 °C (K200°C), 350 °C (K350°C) e 550 ° C (K550°C). Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS. Vm/HI (vermiculita/Hidroxi-Al), Il (ilita), Ct (caulinita), Qz (quartzo) e Ft (feldspatos).....	78
Figura 9: Difratoograma de raios X (DRX) da fração < 2 μ m, do solo da parte média, saturada com cálcio (Ca), com etilenoglicol (EG), aquecida a 200 °C (K200°C), 350 °C (K350°C) e 550 ° C (K550°C). Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS. Cl (Clorita), Il (ilita), Ct (caulinita), Qz (quartzo) e Ft (feldspatos).....	79

Figura 10:	Difratograma de raios X (DRX) da fração < 2 μm , do solo da parte alta, saturada com cálcio (Ca), com etilenoglicol (EG), aquecida a 200 °C (K200°C), 350 °C (K350°C) e 550 °C (K550°C). Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS. Vm (Vermiculita), Il (ilita), Ct (caulinita), Qz (quartzo) e Ft (feldspatos).....	79
Figura 11:	Teores de carbono (C) a) na PBH ₈₀ e b) na PBH ₁₄₀ ; e nitrogênio (N) c) na PBH ₈₀ e d) na PBH ₁₄₀ no solo da camada de 0-60 cm, nos diferentes usos do solo em duas PBHs de cabeceira. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos, RS.....	82
Figura 12:	Dessorção do fósforo de partículas de solo < 63 μm , de amostras de solo da camada de 0-10 cm, coletadas na PBH ₈₀ e PBH ₁₄₀ . Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos.....	99
Figura 13:	Fósforo dessorvido por extração sucessiva com RTA de partículas de solo < 63 μm , de amostras de solo da camada 0-10 cm, coletadas na PBH ₈₀ e PBH ₁₄₀ . Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos.....	100
Figura 14:	Distribuição geográfica do Índice de Fósforo, de acordo com a vulnerabilidade do solo à perda de fósforo, para as quatro versões utilizadas na PBH ₈₀ ; a) IP Alabama, b) IP Pensilvania, c) IP Novo México d) IP Nebraska. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.....	103
Figura 15:	Distribuição geográfica do Índice de fósforo de acordo com a sua vulnerabilidade à perda de fósforo, segundo as quatro versões de P-Index utilizadas na PBH ₈₀ ; a) IP Alabama, b) IP Pensilvania, c) IP Novo México d) IP Nebraska. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.....	106
Figura 16:	Distribuição geográfica do Índice de fósforo de acordo com a vulnerabilidade à perda de fósforo, nas quatro versões utilizadas na PBH ₁₄₀ ; a) IP Alabama, b) IP Pensilvania, c) IP Novo México d) IP Nebraska. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.....	111
Figura 17:	Distribuição geográfica do Índice de fósforo de acordo com sua vulnerabilidade à perda de fósforo, simulando o fósforo do solo, nas quatro versões utilizadas na PBH ₁₄₀ ; a) IP Alabama, b) IP Pensilvania, c) IP Novo México d) IP Nebraska, Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.....	113
Figura 18:	Vista de montante da secção de monitoramento hidrossedimentométrico da PBH ₈₀ . Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – Rio Grande do Sul.....	123

	Página	
Figura 19:	Produção de sedimento e perda de fósforo total na PBH ₈₀ e PBH ₁₄₀ durante eventos pluviométricos monitorados. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.....	128
Figura 20:	Cobertura do solo na PBH ₁₄₀ , em: a) 07/12/2010, b) 16/08/2011 e c) 20/10/2011, observado através de imagem de satélite disponível no software Google Earth. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.....	129
Figura 21:	Precipitação pluvial, vazão superficial, turbidez e concentração de sedimentos em suspensão (CSS) registrados durante um evento pluvial ocorrido no dia 14/04/2011, na secção de controle da PBH ₈₀ , Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos, RS.....	131
Figura 22:	Precipitação pluvial, vazão superficial, turbidez e concentração de sedimentos em suspensão (CSS) registrados durante um evento pluvial ocorrido no dia 14/04/2011, na secção de controle da PBH ₁₄₀ , Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos, RS.....	132
Figura 23:	Precipitação pluvial, vazão superficial, turbidez e concentração de sedimentos em suspensão (CSS) registrados durante um evento pluvial ocorrido no dia 18-19/09/2012, na secção de controle da PBH ₈₀ , Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos, RS.....	135
Figura 24:	Precipitação pluvial, vazão superficial, turbidez e concentração de sedimentos (CSS) registrados durante o evento pluvial ocorrido no dia 18-19/09/2012, na secção de controle da PBH ₁₄₀ , Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos, RS.....	136
Figura 25:	Imagem de: a) Aplicação de fertilizante misturado com “cal filler”; b) plantio em sentido do declive com abertura de sulco maior que o recomendado; c) aparecimento do fertilizante aplicado após uma chuva intensa; d) acumulação de areia perto da calha em uma lavoura; e) perda do solo e semente na cultura de azevém no inverno; f) perda de água e sedimento durante um evento pluviométrico na PBH ₈₀	141
Figura 26:	Difratograma de raios X (DRX) da fração < 2 µm, do sedimento coletado na PBH ₈₀ , no evento pluviométrico de 18 de agosto de 2012, saturada com cálcio (Ca Normal), glicerolada (CaG) aquecida a 200 °C (K200°C), 350 °C (K350°C) e 550 °C (K550°C). Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS. Vm/HI (vermiculita/Hidroxi-Al), Il (ilita), Ct (caulinita), Qz (quartzo) e Ft (feldspatos).....	142

Figura 27:	Difratograma de raios X (DRX) da fração < 2 μm , do sedimento coletado na PBH ₁₄₀ , no evento pluviométrico de 18 de agosto de 2012, saturada com cálcio (Ca Normal), glicerolada (CaG) aquecida a 200 °C (K200°C), 350 °C (K350°C) e 550 °C (K550°C). Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS. Vm/Hi (vermiculita/Hidroxi-Al), Il (ilita), Ct (caulinita), Qz (quartzo) e Ft (feldspatos).....	143
Figura 28:	Frações de fósforo lábil extraídas pelos extratores resina trocadora de ânions (P _{RTA}) e bicarbonato de sódio (P _{BIC}) no sedimento menor que 63 μm coletados em eventos pluviométricos nas fases de ascensões, de pico e resseções da vazão na PBH ₈₀ , Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.....	145
Figura 29:	Frações de fósforo inorgânico extraídas pelos extratores NaOH 0,1 e 0,5 molar no sedimento menor que 63 μm coletados em eventos pluviométricos nas fases de ascensões, de pico e resseções da vazão na PBH ₈₀ , Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.....	146
Figura 30:	Frações de fósforo orgânico extraídas pelos extratores NaOH 0,1 e 0,5 molar no sedimento menor que 63 μm coletados em eventos pluviométricos nas fases de ascensões, de pico e resseções da vazão na PBH ₈₀ , Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.....	146
Figura 31:	Frações de fósforo inorgânico extraídas pelos extratores HCl no sedimento menor que 63 μm coletados em eventos pluviométricos nas fases de ascensões, de pico e resseções da vazão na PBH ₈₀ , Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.....	147
Figura 32:	Frações de fósforo lábil extraídas pelos extratores resina trocadora de ânions (P _{RTA}) e bicarbonato de sódio (P _{BIC}) no sedimento menor que 63 μm coletados em eventos pluviométricos nas fases de ascensões, de pico e resseções da vazão na PBH ₁₄₀ , Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.....	148
Figura 33:	Frações de fósforo inorgânico extraídas pelos extratores NaOH 0,1 e 0,5 molar no sedimento menor que 63 μm coletados em eventos pluviométricos nas fases de ascensões, de pico e resseções da vazão na PBH ₁₄₀ , Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS..	149
Figura 34:	Frações de fósforo orgânico extraídas pelos extratores NaOH 0,1 e 0,5 molar no sedimento menor que 63 μm coletados em eventos pluviométricos nas fases de ascensões, de pico e resseções da vazão na PBH ₁₄₀ , Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.....	149

	Página	
Figura 35:	Frações de fósforo inorgânico extraídas pelos extratores HCl no sedimento menor que 63µm coletados em eventos pluviométricos nas fases de ascensões, de pico e resseções da vazão na PBH ₁₄₀ , Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.....	150
Figura 36:	Amostrador de sedimento em suspensão contínuo (torpedo) (adaptado de Collins et al, 2010).....	154
Figura 37:	Dessorção do fósforo em amostras de sedimento menores a 63 µm, coletados com torpedo na PBH ₈₀ e PBH ₁₄₀ . Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos.....	165
Figura 38:	Fósforo dessorvido por extração sucessiva com RTA em amostras de sedimento dos torpedos menores que 63 µm, na PBH ₈₀ e PBH ₁₄₀ . Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos.....	168
Figura 39:	Frações de fósforo extraídas pelos extratores resina trocadora de ânions (RTA), P lábil, P Orgânico, P inorgânico, e P total nos sedimentos menor que 63µm coletados em nove épocas através de torpedos na PBH ₈₀ . Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.....	169
Figura 40:	Precipitação média mensal histórica (1978 – 2011) e variação da precipitação média mensal durante os períodos de coleta de sedimento em suspensão pelos torpedos, Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.....	170
Figura 41:	Perda de sedimento em suspensão estimado pela concentração de sedimento em suspensão na PBH ₈₀ durante os períodos compreendidos entre a terceira e oitava coleta de sedimento em suspensão pelos torpedos, Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.....	171
Figura 42:	Frações de P extraídas pelos extratores resina trocadora de ânions (RTA), P lábil, P Orgânico, P inorgânico, e P total nos sedimentos menor a 63µm coletados em nove épocas através de torpedos na PBH ₁₄₀ . Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.....	172
Figura 43:	Perda de sedimento em suspensão estimado pela concentração de sedimento em suspensão na PBH ₈₀ durante os períodos compreendidos entre a terceira e oitava coleta de sedimento em suspensão pelos torpedos, Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.....	173
Figura 44:	Aspecto do curso hídrico na seção de monitoramento da PBH ₁₄₀ a) quando não há evento pluviométrico, b) com um coletor tipo torpedo quando não há ocorrência de evento pluviométricos e c) quando ocorre evento pluviométrico.....	178

RESUMO

Tese de Doutorado
Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo
Universidade Federal de Santa Maria, RS, Brasil.

TRANSFERÊNCIA DE FÓSFORO EM PEQUENAS BACIAS HIDROGRÁFICAS COM PREDOMÍNIO DE SISTEMA PLANTIO DIRETO PRECÁRIO

Autor: Jimmy Walter Rasche Alvarez
Orientador: Danilo Rheinheimer dos Santos
Local e data de defesa: Santa Maria, 21 de março de 2014.

As atividades agrícolas causam impactos sobre o ambiente e necessitam de constante estudo e monitoramento para aprimorar o nosso entendimento quanto às formas e ao grau de contaminação delas resultante. O presente trabalho teve como objetivo geral estudar a dinâmica da transferência e transformação do fósforo (P) nos solos, no sedimento e nas águas de duas pequenas bacias hidrográficas (PBHs), uma com 142,6 ha (PBH₁₄₀) e outra com 78,2 ha (PBH₈₀), bem como relacionar a forma de P com a mineralogia do solo da bacia e com sua posição na paisagem. Os objetivos específicos foram os seguintes: i) caracterizar qualitativamente e quantitativamente as formas de fósforo presentes no sedimento e relacioná-las com características de solos, ii) determinar a proporção e a natureza dos constituintes minerais no sedimento, a fim de identificar a sua função no processo de poluição da água e do solo, e iii) checar a existência de diferenças na transferência de fósforo do solo para os cursos hídricos entre os eventos pluviométricos e entre os períodos de coleta. O trabalho foi dividido em três partes: i) caracterização físico-hídrica e química do solo da duas pequenas bacias hidrográficas com ênfase na quantificação e qualificação das formas de fosfatos passíveis de serem transferidas para as águas superficiais; ii) avaliação das formas de fósforo presentes nos cursos hídricos em diferentes eventos pluviométricos; e iii) avaliação das formas de fósforo presentes em sedimentos amostrados empregando-se coletores contínuos nos cursos hídricos. Foi constatado que existem problemas entre o uso agropecuário e as áreas de preservação ambiental, os quais vêm se agravando desde o início do monitoramento (2009). A soja é a principal cultura nas PBHs. Porém, há pouca aplicação de conhecimentos agrônômicos nas PBHs que visem melhorar a produtividade das culturas ou da pastagem. Isso é evidenciado por alguns dados: baixo pH do solo, presença de alumínio trocável, baixo teor de fósforo, compactação do solo na camada entre 5 a 20 cm, erosão causada pela semeadura no sentido do declive, falta de cobertura do solo e sistema de plantio direto (SPD) mal manejado. Os solos das PBHs apresentam predominância de argilominerais do tipo 1:1 (caulinita) e em menor quantidade os argilominerais 2:1 também estão presentes, principalmente nas áreas de baixadas. Devido ao baixo teor de fósforo nas lavouras pela pouca aplicação de fertilizantes fosfatados, todas as áreas estudadas (lavouras, pastagens e mata) podem ser responsáveis pela poluição difusa dos cursos hídricos. A versão do índice de fósforo (IP) do Alabama foi a que melhor estimou a vulnerabilidade da perda potencial de P nas PBHs. No entanto, a versão do IP de Nebraska poderia prever o que aconteceria, caso se aplicasse grandes quantidades de fósforo nas áreas agrícolas das PBHs. A quantidade de P total transferida nas PBHs é baixa. No entanto, grande parte do P perdido é lábil ou moderadamente lábil, o que pode constituir-se em risco de eutrofização das águas, caso o fosfato adsorvido aos sedimentos chegue a ambientes lênticos que permitam a dessorção de P. Na PBH₈₀ há menor perda de P nas suas diferentes formas do que na PBH₁₄₀. Analogamente aos solos, a mineralogia dos sedimentos das PBHs apresenta predominância de argilomineral 1:1 (caulinita), mas também estão presentes argilominerais 2:1. O sedimento da PBH₈₀ contém mais argilominerais do tipo 2:1 do que aquele oriundo da PBH₁₄₀. Embora exista um baixo teor de fósforo nos solos das lavouras, ocorre concentração de P no sedimento, principalmente sob as formas de P presentes na fração lábil e na fração orgânica.

Palavras-chave: Fracionamento de fósforo. Perda de fósforo. Contaminação ambiental. Eutrofização, fósforo no sedimento. Fósforo orgânico. Fósforo inorgânico.

ABSTRACT

Doctor Thesis
Post Graduate Program in Soil Science
Federal University of Santa Maria, RS, Brazil

PHOSPHORUS TRANSFERS IN SMALL WATERSHEDS WITH PREDOMINANCE OF THE NO-TILL SYSTEM PRECARIUS

Author : Jimmy Walter Rasche Alvarez

Advisor: Danilo Rheinheimer dos Santos

Place and date of defense: Santa Maria , March 21, 2014.

Agricultural activities generate impacts on the environment and require constant study and monitoring to enhance our understanding about the ways and degree of contamination resulting therefrom. The main objective of this work was to study the dynamics of transference and transformation of P in the soil, sediment and water in two small watersheds (SW), one with 142.6 ha (SW₁₄₀) and another with 78.2 ha (SW₈₀), as well as to generate information that could relate the nature of P with the mineralogy of the soil of the basin and its position in the landscape. The specific objectives were as follows: i) to characterize qualitative and quantitatively the forms of phosphorus in the sediment and relate them to soil characterization, ii) to determine the proportion and nature of mineral components in the sediment in order to identify its function in the process of pollution of water and soil, and iii) to check for differences in the transfer of phosphorus from soil to water courses between rainfall events and between sampling periods. The work was divided into three parts: i) physical-hydric and chemical characterization of two small watersheds with emphasis on quantification and qualification forms of phosphates that can be transferred to surface waters; ii) forms of phosphorus present in the water course during rainfall events, and iii) forms of phosphorus present in sediments sampled employing continuous collectors in the water course. It was noted that there are problems between agricultural use and environmental preservation areas, which have worsened since the start of monitoring (2009). Soybean is the main crop in the SWs. However, there is little application of agronomic knowledge in the SWs to improve the productivity of crops or pasture. This is evidenced by data: low soil pH, presence of exchangeable aluminum, low phosphorus, soil compaction in the 5-20 cm layer, erosion caused by planting on the slope direction, lack of soil cover and mismanaged no-till system. The soils of SWs present predominance of 1:1 clay minerals (kaolinite), however, the 2:1 clay minerals are also present, mainly in the lowlands. Due to low phosphorus in crops as a result of poor application of phosphate fertilizers, all areas studied (crops, pastures and forests) may be responsible for diffuse pollution of water courses. The phosphorus index (PI) of Alabama was the best predictor of potential vulnerability to P loss in the small watershed, however the IP of Nebraska could predict what would happen if it applied large amounts of phosphorus in agricultural areas of small watersheds. The amount of total P lost in SWs is low. However, much of the lost P is labile and moderately labile, which may produce eutrophication of water if the phosphate adsorbed to sediments reach lentic environments that allow desorption of P. In SW₈₀ there is less loss of P in its different forms than in SW₁₄₀. Similarly to soil, sediment mineralogy of SWs shows predominance of 1:1 clay mineral (kaolinite), but there are also present 2:1 clay minerals. The sediment of SW₈₀ contains more 2:1 clay minerals than that derived from the SW₁₄₀. Although there is a low level of phosphorus in soils under crops, it occurs P concentration in the sediment, mainly in the forms of P present in the labile and organic fractions.

Key words : Fractionation of phosphorus. Phosphorus loss. Environmental contamination. Eutrophication. Sediment phosphorus. Organic phosphorus. Inorganic phosphorus.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	25
2 HIPÓTESE E OBJETIVOS	29
4 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	33
4.1 O estudo da perda do sedimento e de nutrientes	33
5 ESTUDO I: CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-HÍDRICA E QUÍMICA DO SOLO DE DUAS PEQUENAS BACIAS HIDROGRÁFICAS COM ÊNFASE NA QUANTIFICAÇÃO E QUALIFICAÇÃO DAS FORMAS DE FOSFATOS PASSÍVEIS DE SEREM TRANSFERIDAS ÀS ÁGUAS SUPERFICIAIS	37
5.1 INTRODUÇÃO	37
5.1.1 O fósforo no ambiente.....	37
5.1.2 O índice de fósforo ou P-index	40
5.2 MATERIAL E MÉTODOS	45
5.2.1 Histórico, localização e caracterização da área em estudo	45
5.2.2 Geologia, geomorfologia, clima, solos e vegetação natural das PBHs.....	47
5.2.3 Coleta e processamento de dados.....	48
5.2.3.1 Identificação do uso do solo.....	48
5.2.3.2 Determinação da declividade das Bacias hidrográficas	49
5.2.3.3 Localização dos pontos amostrados para análises físico-químicas.....	49
5.2.3.4 Análises físico-hídricas do solo	50
5.2.3.5 Análises mineralógica do solo	52
5.2.3.6 Análises químicas do solo.....	53
5.2.3.7 Determinação do P-index por varias metodologias	56
5.2.3.7.1 Perda do solo nas bacias hidrográficas em estudo	56
5.2.3.7.2 Teor de fósforo no solo	63
5.2.3.7.3 Forma, dose e método de aplicação de fósforo no solo	63
5.2.3.7.4 Escoamento superficial	64
5.2.3.7.5 Distância ao curso hídrico	65
5.3 RESULTADO E DISCUSSÃO	66
5.3.1 Evolução do uso da terra nas pequenas bacias hidrográficas.....	66
5.3.2 Características morfológicas e físicas do solo das pequenas bacias hidrográficas.....	70
5.3.3 Mineralogia do solo das PBHs.....	77
5.3.4 Caracterização química das PBHs	81
5.3.5 Fósforo disponível no solo.....	89
5.3.6 Fracionamento do P no solo.....	90
5.3.7 Dessorção de fósforo no solo	98
5.3.8 Estimativa da vulnerabilidade do solo à perda de fósforo empregando diferentes versões do método do índice de fósforo	102
5.3.8.1 P-Index na PBH ₈₀	102
5.3.8.2 P-Index na PBH ₁₄₀	109
5.4 CONCLUSÕES	114
6 ESTUDO II: FORMAS DE FÓSFORO PRESENTES NOS CURSOS HÍDRICOS EM EVENTOS PLUVIOMÉTRICOS	117
6.1 INTRODUÇÃO	117
6.1.1 Transferência e a dinâmica do sedimento	117
6.1.2 A dinâmica do fósforo nos cursos hídricos	119

6.2 MATERIAL E MÉTODOS	122
6.2.1 Coleta e processamento das amostras do sedimento	122
6.2.2 Análises mineralógicas do sedimento	123
6.2.3 Análises químicas do sedimento.....	124
6.3 RESULTADO E DISCUSSÃO	125
6.3.1 Transferência de P em eventos pluviométricos	125
6.3.2 Estudo detalhado de dois eventos pluviométricos.....	131
6.3.3 Mineralogia do sedimento do evento de 18 de agosto de 2012.....	140
6.3.4 Fracionamento de P considerando as fases (ascensão, pico e ressecção do hidrograma) da vazão em oito eventos pluviométricos	144
6.4 CONCLUSÕES	152
7. ESTUDO III: FORMAS DE FÓSFORO PRESENTES EM COLETORES CONTÍNUOS NOS CURSOS HÍDRICOS	153
7.1. INTRODUÇÃO	153
7.1.1 O uso de torpedos em coletas de sedimentos	153
7.2 MATERIAL E MÉTODOS	154
7.2.1 Coleta e processamento das amostras do sedimento	154
7.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	155
7.3.1 Composição textural das amostras de sedimento dos torpedos.....	155
7.3.2 Fracionamento do fósforo das amostras de sedimento coletadas nos torpedos....	159
7.3.3 Dessorção de fósforo no sedimento.....	165
7.3.4 Comportamento do fósforo em sedimentos de torpedo de diferentes coletas	169
7.3.4.1 Comportamento do fósforo na PBH ₈₀	169
7.3.4.2 Comportamento do fósforo na PBH ₁₄₀	172
7.3.5 Perda estimada de fósforo entre as diferentes coletas em torpedo nas PBHs.....	175
7.4 CONCLUSÕES	178
8. CONCLUSÕES GERAIS	181
9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	183

1 INTRODUÇÃO

As atividades agropecuárias geram impactos ao ambiente. Portanto, o monitoramento das atividades agropecuárias e seus impactos no ambiente, é importante para um melhor entendimento relativo às formas e o grau da contaminação gerada por essas atividades. O planejamento inadequado do uso da terra e o manejo incorreto do solo favorecem a erosão hídrica e a perda de nutrientes, poluindo os corpos d'água e diminuindo a capacidade produtiva do solo. Ao contrário dos ambientes não perturbados, como as matas e o campo nativo, em ambientes antrópicos existe a aceleração do processo de erosão do solo. Isso se deve principalmente ao incentivo dado em busca do aumento dos rendimentos das culturas e da produção pecuária, através do uso de insumos. Muitas vezes isso é feito sem que visem diminuir o impacto da atividade na perda de solo e água da lavoura. Assim a perda de partículas de solo e de água, elementos químicos, moléculas de agrotóxicos e micro-organismos é inevitável, causando a poluição dos corpos d'água.

A principal atividade nas bacias hidrográficas em estudo é o cultivo da soja aliada à pecuária de leite. A soja é uma cultura de grande importância econômica na agricultura brasileira, e nos últimos 20 anos houve aumento no interesse dos produtores pela cultura. Este fato fez com que a área cultivada no Brasil crescesse de 240 mil ha em 1961 para 8,8 milhões de ha em 1979, alcançando 27,7 milhões de ha em 2012/2013 (EMBRAPA, 2010; CONAB, 2013).

O aumento, tanto na área cultivada, como na produtividade, não ocorreu de maneira diferente no Rio Grande do Sul. Assim, na última safra no estado foram cultivados 4,6 milhões de hectares com soja, colhendo-se 12,5 milhões de toneladas de grãos, o que faz com que seja uma das regiões mais produtivas do Brasil (CONAB, 2013). Esse incremento da superfície cultivada e de produtividade com soja nos últimos anos foi causado pela explosão do preço dessa cultura no mercado mundial, aliado a outros fatores, tais como: melhoria na fertilização do solo, obtenção de cultivares com maior potencial de produtividade, facilidade de manejo devido ao sistema de plantio direto e, em alguns casos, a utilização da agricultura de precisão, mas principalmente pela facilidade de manejo de plantas daninhas com o uso de cultivares de soja transgênica.

Junto com o aumento da superfície de terra plantada com culturas do agronegócio, ocorre o surgimento do Movimento dos Trabalhadores Rurais Sem Terra (MST) nos anos 80, que provocou drástica mudança no contexto da agricultura brasileira, permitindo a

modernização da agricultura, e principalmente, o uso das terras produtivas que estavam sendo subutilizadas.

Com a pressão do MST, só entre os anos 2002 a 2012, dentro do programa de luta contra a pobreza rural, o governo brasileiro assentou mais de 700.000 famílias no processo de reforma agrária, sendo que 7.088 delas, no Rio Grande do Sul, em 45.157 ha. Os programas de governo, buscando o assentamento de famílias, fez com que muitas saíssem da pobreza extrema. No entanto, em muitos casos a localização dessas famílias não veio acompanhada da assistência adequada, que lhes permitisse melhorar o sistema de produção, respeitando as normas ambientais. Na maioria dos casos, nos assentamentos realizados pelo INCRA não se levou em conta a área agroecologicamente útil no momento de realizar o fracionamento dos lotes. Essa forma de repartição dos lotes, aliada à falta de conhecimento dos agricultores, permitiu que os assentados usassem áreas de preservação permanente, o que acabou impactando negativamente o ambiente, principalmente os recursos hídricos.

Em parte, o problema de uso da terra nos assentamentos de reforma agrária foi agravado com a mudança de pensamento dos assentados, que passaram da agricultura tradicional com cultivos diversificados para a produção de cultivos típicos do agronegócio, como é o caso da soja. Isso ocorreu, em parte, pela falta de acompanhamento técnico aos assentados para que pudessem prosseguir com a produção agroecológica e enfrentar seus desafios, e em parte, pela facilidade de crédito e de manejo do cultivo apresentada no caso da soja. Esses fatores permitiram que assentamentos rurais hoje em dia fossem grandes produtores de soja, imitando dessa forma, o setor do agronegócio e das grandes empresas multinacionais. Cabe lembrar que estas últimas são também produtoras de insumos e máquinas, além de possuírem grandes laboratórios de pesquisa em biotecnologia.

Dentro da ciência do solo, a grande preocupação nos últimos anos esteve concentrada na geração de práticas para diminuir ou eliminar a erosão hídrica. A erosão em solos agrícolas elimina a camada mais fértil do solo, reduzindo a sua capacidade produtiva, obrigando conseqüentemente a gastos cada vez maiores na produção, a qual passa a exigir mais fertilizantes e agrotóxicos. Isso leva à degradação do solo e da água, e compromete o uso racional desses bens naturais. Entre as medidas adotadas para diminuir o impacto da erosão nas áreas agrícolas em climas tropicais e subtropicais, estão o Sistema de Plantio Direto (SPD), o qual tem sido fundamental no controle da perda de solo. Embora as perdas de solo sejam menores no SPD, elas não são desprezíveis. Porém, o fato mais relevante é que ainda

ocorrem grandes perdas de água e nutrientes neste sistema de manejo, embora houve aumento do rendimento das culturas nos últimos anos.

Entre os elementos químicos transferidos do solo para os corpos de água pelo escoamento superficial, encontra-se o fósforo (P), um dos principais responsáveis pelo processo de eutrofização das águas. No SPD, o não revolvimento do solo e a aplicação superficial de calcário e de fertilizantes fazem com que os sítios de adsorção de P de maior afinidade na matriz do solo fiquem saturados, aumentando a concentração de P em equilíbrio na solução do solo. Consequentemente, as formas solúveis de fósforo são transferidas aos corpos de água, acelerando a contaminação d'água.

O aumento no teor de P nas águas superficiais permite o aumento da população de organismos fotossintéticos aquáticos. É o caso da cianobactéria *Microcystis aeruginosa*, espécie que se prolifera mais facilmente em águas ricas em fosfatos. Quando essas bactérias morrem, liberam hepatotoxinas (substâncias que afetam o fígado) ou neurotoxinas (moléculas que prejudicam a saúde humana, quando ingeridas).

No combate às perdas de solo, água e nutrientes, a lavoura (ou propriedade) deixa de ser o ponto de referência e se incorpora à bacia hidrográfica como o espaço geográfico básico de monitoramento e de tomada de decisões, integrando a paisagem. Assim, devem ser levados em conta o fluxo de água e energia dentro da bacia hidrográfica, no momento de adotar medidas de mitigação dos impactos ambientais causados pela atividade antrópica. É importante o conhecimento do relevo e das feições da superfície, bem como das interconexões entre os distintos usos de uma bacia e da rede de drenagem. São esses fatores que permitem a redistribuição do sedimento e dos demais compostos na bacia, ou até mesmo o transporte do sedimento para fora da bacia hidrográfica, caso haja suficiente energia dentro do sistema.

Diversas medidas podem ser tomadas para evitar a perda de solo, nutrientes, água e agrotóxicos na bacia hidrográfica: a fertilização em dose, forma e época adequada; a realização de terraços em nível para retenção de água e sedimento; a semeadura em nível, a inclusão de faixas vegetadas em sentido contrário ao declive; e a manutenção da vegetação natural nas áreas de preservação permanentes, de modo que estas permitam romper a continuidade de fluxo de água e sedimento entre as áreas produtoras de sedimento e poluentes e os cursos hídricos.

Atualmente, existem índices que aplicados em escala de lavouras ou de bacias hidrográficas, permitem estimar a possibilidade ou o risco de transferência de nutrientes dos

solos para os cursos hídricos. Esses modelos empíricos, uma vez calibrados, podem criar cenários para determinado lugar, que ajudarão a realizar obras e/ou tomar medidas que permitam minimizar e/ou até eliminar o risco de contaminação dos cursos hídricos.

O entendimento da dinâmica da transferência do P do solo para as águas superficiais e o conhecimento de quais são as formas de P mais passíveis de serem transferidas, bem como suas possíveis transformações durante o processo, permitirá decidir quais devem ser as medidas a serem tomadas para mitigar a transferência de P na bacia. Essas providências poderão evitar a poluição das águas e maximizar os benefícios decorrentes da aplicação de fósforo na agricultura.

2 HIPÓTESE E OBJETIVOS

A atividade antrópica altera a quantidade e a qualidade do fósforo que se encontra em determinado ambiente, tanto que este é um elemento bastante utilizado por antropólogos para determinar a presença de atividades do ser humano em determinada área no passado.

No solo existem diferentes formas de fósforo passíveis de ser transferidos aos ambientes aquáticos. Sendo que, nos solos de uso agrícola há maior possibilidade de se encontrar fósforo de maior labilidade, devido à maneira como é realizada a fertilização nas lavouras. Em geral, segue-se um modelo pré-estabelecido que não leva em conta os conhecimentos relacionados ao solo ou a necessidade da cultura, o que conduz a uma maior possibilidade de contaminação dos recursos hídricos.

A contaminação dos recursos hídricos com fósforo pode ocorrer por escoamento superficial da água com alta concentração de P dissolvido ou pela erosão de partículas de solo. O volume e a rapidez com que o P chegará aos cursos hídricos dependerão da presença de fósforo no solo e da existência de barreiras físicas e biológicas entre as áreas que são fontes de P particulado ou solúvel e os cursos hídricos. Dentre estas barreiras, as principais são a mata ciliar e os banhados.

Conhecendo-se a disponibilidade de fósforo no solo e no sedimento, e as características físicas da bacia, é possível realizar mapas que permitam identificar os lugares que apresentam maiores riscos de contaminação em decorrência da perda de fósforo, bem como realizar a modelagem, de modo a criar cenários que ajudem a identificar quais são as práticas de manejo que devem ser alteradas para evitar a contaminação dos cursos hídricos com fósforo. Entre estes modelos o P-index nas suas diferentes versões estimará diferentes riscos potenciais de perda de fósforo para as PBHs em estudo

O objetivo geral deste trabalho foi estudar a transferência e transformação de fósforo nos solos, nos sedimentos e nas águas superficiais gerando informações passíveis de serem utilizadas para possibilitar a compreensão das formas de fósforo no solo e no sedimento das PBHs e realizar previsão de riscos de perdas de solo e P em duas pequenas bacias hidrográficas.

Os objetivos específicos do estudo I foram:

Caracterizar os solos das duas bacias de captação quanto aos tipos, usos, manejos, propriedades físico-hídricas e químicas do solo;

Caracterizar qualitativa e quantitativamente as formas de fósforo presentes na camada superficial do solo e relacionar esses dados com os diferentes usos do solo;

Identificar, descrever e criar planos de informações espacializados em ambiente SIG nas bacias de captação e gerar mapas de riscos de transferência de fósforo para os recursos hídricos baseados em diferentes versões de P-index;

Identificar a mineralogia presente em uma toposequencia na bacia hidrográfica.

Os objetivos específicos do estudo II foram:

Caracterizar qualitativa e quantitativamente as formas de fósforo presentes no sedimento durante eventos pluviométricos, comparar a forma de fósforo entre as PBHs, e relacionar com a caracterização dos solos das PBHs;

Identificar a mineralogia presente no sedimento em diferentes fases de um evento pluviométrico, nas duas bacias hidrográficas, e relacionar a proporção e a natureza dos constituintes minerais no sedimento, a fim de identificar a sua natureza e relacionar com a mineralogia do solo das bacias, de acordo com a posição na paisagem;

Os objetivos específicos do estudo III foram:

Verificar a existência de diferenças na transferência de fósforo do solo para os cursos hídricos entre os períodos de coleta nas PBHs.

Verificar as formas de fósforo presente no sedimento nas pequenas bacias hidrográficas em estudo, e se estas formas de fósforo presente no sedimento variam entre as PBHs no tempo.

3 ESTRATÉGIA DE ESTUDO

O presente trabalho fez parte do projeto aprovado pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), Edital MCT/CNPq/CT-Hidro nº 22/2009 cujo tema foi “Uso e conservação do solo e de sistemas hídricos”. O projeto aprovado leva como título “Transferência, qualificação e transformação do fósforo nos sistemas hídricos numa pequena bacia hidrográfica rural com predomínio de sistema plantio direto”. Este projeto forma parte de um projeto maior aprovado pelo CNPq no edital MCT/CNPq/CT-AGRONEGÓCIO/CT-HIDRO - 27/2008 cujo tema é “Conservação dos Recursos Hídricos e o Aumento da Produção de Água em Unidades Rurais de Base Familiar” intitulado “Aspectos quanti-qualitativos relacionados aos sedimentos e a água numa pequena bacia hidrográfica ocupada por agricultores assentados pela reforma agrária”.

Nas bacias hidrográficas em estudo, até o momento foram desenvolvidas as seguintes dissertações e teses. “Qualidade da água e sua relação com o uso da terra em duas pequenas bacias hidrográficas”, Dissertação de mestrado de Viviane Capoane (2011), sob a orientação do professor Danilo Rheinheimer dos Santos; “Índices de desempenho ambiental e comportamento hidrossedimentológico em duas bacias hidrográficas rurais”, Tese de doutorado de André Pellegrini (2013), sob a orientação do professor Danilo Rheinheimer dos Santos.

Nas bacias hidrográficas, atualmente estão sendo elaboradas, além da presente tese de doutorado, uma dissertação de mestrado e uma de tese doutorado sob a orientação do professor Danilo Rheinheimer dos Santos, bem como uma tese de doutorado, sob a co-orientação do professor Danilo Rheinheimer dos Santos.

Buscando responder às hipóteses, e atender aos objetivos propostos nesta tese, o trabalho foi dividido em três estudos, que serão apresentados na sequência.

O assentamento Alvorada vem sendo utilizado pelos assentados desde 1996, inicialmente sob o sistema de plantio convencional, o qual foi sendo gradualmente substituído pelo SPD, mediante o assessoramento de técnicos de instituições do Estado e de empresas particulares. Nesse processo, com relação ao uso do solo, os agricultores foram gradativamente aprendendo a usar fertilizantes químicos e agrotóxicos. Isso ocorreu principalmente na produção de soja.

O primeiro estudo consistiu em caracterizar o solo das duas PBHs em questão, uma com mata ciliar e outra praticamente sem mata ciliar, mas com maior área de banhado, começando por caracterizar as alterações ocorridas no uso do solo nos últimos anos, para logo descrever as características dos pontos de vista físico-hídrico e químico. Deu-se ênfase ao método de fracionamento de fósforo, aliado à caracterização mineralógica do solo da camada 0-10 cm do solo. Para determinar a possibilidade de contaminação potencial dos cursos hídricos com P, aplicou-se um modelo empírico, o P-index (índice de fósforo). Para a realização desta simulação utilizou-se a equação universal de perda do solo revisada (RUSLE), relacionando planos de informações do teor de P disponível por Mehlich I, correspondentes aos diferentes usos do solo, com a distância de determinado ponto ao curso hídrico, empregando o sistema de informações geográficas (SIG). Pretendeu-se identificar quais seriam os locais nas bacias que apresentam maior risco de sofrerem perda de P, bem como comparar essa perda nas duas bacias, de acordo com o uso e com características morfológicas de cada local.

No segundo estudo, foram coletadas amostras de água e sedimento no exutório das bacias durante os eventos pluviométricos, visando sua caracterização quali-quantitativa para observar o comportamento do P e gerar dados referentes às perdas de P. Inicialmente, a perda de sedimento foi relacionada com a transferência de P total; posteriormente, foram tomados dois eventos pluviométricos nos quais estudou-se de forma mais detalhada o comportamento das diferentes formas de fósforo durante o evento. Posteriormente, em oito eventos pluviométricos, foi realizado o fracionamento de P no sedimento coletado nas fases de ascenso, pico e descenso da vazão. Em um desses eventos, foi determinada a mineralogia nas amostras de sedimentos.

Para o terceiro estudo, realizou-se o fracionamento de fósforo em sedimentos amostrados com um coletor tipo torpedo, isto é, integrados em um determinado período de tempo. O objetivo foi identificar se existem diferenças entre: (a) as duas PBHs, quanto às formas de P que são perdidas no exutório; (b) os diferentes períodos observados dentro de uma determinada PBH, quanto às formas de P.

4 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

4.1 O estudo da perda do sedimento e de nutrientes

O planeta é dinâmico, desde a sua formação. Por um lado, através do choque de placas tectônicas se formam novos relevos, e por outro, o processo de intemperismo e a erosão alteram o relevo original, devido a causas naturais ou antropogênicas. Assim são formadas novas feições na superfície do planeta, incluindo os rios, que são os responsáveis por transportar o sedimento até o leito dos oceanos. A quantidade e qualidade do sedimento gerado e transportado pelos rios vão depender da energia que há dentro do sistema (OWENS et al., 2010).

Os estudos hidrossedimentológicos são desenvolvidos há muito tempo. No entanto, eles vão mudando de foco com o tempo. Inicialmente, dava-se ênfase à exploração de minérios, enquanto que atualmente, a ênfase está voltada para o risco de desastres ambientais e contaminação. Acredita-se que atualmente, um terço de todas as publicações que tratam de sedimentos está relacionado com poluição. Na última década, esses estudos passaram a focar mais a poluição difusa em bacias hidrográficas, pois com a aplicação de legislações mais rigorosas, foi possível solucionar em boa medida a poluição pontual (SALOMONS e FORSTNER, 2010).

Em grande parte do mundo, as principais responsáveis pela poluição difusa são a agricultura e a pecuária (SHARPLEY et al., 1987; SCHWARZBOLD, 2000; CSATHÓ et al., 2007), pois com o uso do solo para a produção de grãos e carne, elimina-se a vegetação original e incorporam-se elementos considerados nutrientes para as novas plantas. Estas são mais exigentes quanto à fertilidade do solo. Também aplica-se enorme quantidade de agrotóxicos para o controle de plantas espontâneas, insetos, fungos entre outros (COSTA et al., 2004). O processo de erosão, que é mais acentuado em solos agrícolas, elimina a camada mais fértil do solo, reduzindo a sua capacidade produtiva. Conseqüentemente, os produtores são obrigados a fazer gastos cada vez maiores na produção, a qual passa a exigir mais adubo e mais agrotóxicos, degradando assim o solo e a água e comprometendo o uso racional desses bens naturais.

Determinados sistemas de produção agrícola são mais poluidores, pois conduzem à aplicação de grandes quantidades de nutrientes ao solo. Isso ocorre na produção hortigranjeira

e em culturas de alto valor monetário como o fumo, que tendem a usar quantidades significativas de fertilizantes para garantir altos rendimentos. Além disso, alguns sistemas de produção animal, como a suinocultura e avicultura, que produzem grandes quantidades de dejetos, têm suas unidades de produção localizadas em áreas de terras declivosas, especialmente na região sul do Brasil. Os dejetos geralmente são distribuídos próximo às áreas de produção, devido ao alto custo do transporte. Em ambos os sistemas, grandes quantidades de P são adicionadas ao solo e geralmente se acumulam na superfície, isso implica risco potencial de alcançarem os cursos hídricos na forma de P solúvel ou particulado (GONÇALVES et al., 2005, BASSO et al., 2005; CERETTA et al., 2005; MATTIAS, 2006; GATIBONI et al., 2008; PELLEGRINI et al., 2009; CERETTA et al., 2010).

Por outro lado, embora os cultivos de grandes extensões como os da soja e do milho, não sejam tão poluidores por unidade de área, eles tornam-se importantes fontes potenciais de poluição difusa (principalmente de P) devido à superfície que ocupam. Um dos principais motivos da poluição difusa é a falta de consciência dos agricultores quanto às boas práticas agrícolas, como evitar aplicar P em dose excessiva, aplicar o fertilizante de maneira adequada e evitar os lugares de maior risco de perda de P (MICHAUD et al., 2005; SHARPLEY et al., 1987; PENUELAS et al., 2009).

Em áreas onde há 20 ou 30 anos atrás não havia problemas com eutrofização, mas apenas com desmatamento e produção de sedimentos, hoje em dia, com a presença do SPD, reduziram-se os problemas erosivos. No entanto, nessas áreas o teor de nutrientes como P e N nas águas está aumentando, atingindo níveis considerados propícios para o desencadeamento da eutrofização. Por esta razão, se está recomendando aumentar as áreas de mata ciliar e realizar monitoramentos mais contínuos, entre outras ações (PERALTA et al., 2005).

A entrada de P nas águas se dá principalmente por escoamento superficial (KEINANEN et al., 2001). A incorporação de P aos cursos hídricos altera a taxa de nutrientes destes, iniciando o processo de eutrofização. Isso afeta diretamente os corpos de água superficiais, tais como córregos de bacias de cabeceiras, nascentes, lagos e represas, e mesmo os rios com baixa velocidade de fluxo. Com o tempo observa-se: aumento da turbidez, aumento de sólidos em suspensão, diminuição da entrada de luz, aumento de clorofila e da biomassa de macro-fitobentos, aumento da produção de fitoplâncton, deficiência de oxigênio dissolvido, aumento de populações de bactérias como a *Pseudomonas fluorescens* (que mesmo em nível de $0,05 \mu\text{g L}^{-1}$ de P começam a crescer), liberação de toxinas na água, mudanças na composição das espécies e na estrutura da comunidade bentônica (com o desaparecimento das

espécies de longa duração e permanência daquelas de vida curta), morte de peixes e diminuição da diversidade de organismos aquáticos (LEHTOLA et al., 1999; KEINANEN et al., 2001, BRICKER et al., 2003; CSATHÓ et al., 2007; CORADI et al., 2009a).

O comportamento do P n'água é diferente de acordo com o clima: nos lagos de climas temperados o fosfato das águas praticamente desaparece no verão devido à sua alta absorção pelas algas. Já no inverno, com o congelamento das águas, ocorre posteriormente a mineralização da matéria orgânica e a consequente liberação de fosfato e de carbono orgânico, o que causa a deficiência de oxigênio dissolvido na água (CSATHÓ et al., 2007). No entanto, em ambientes de climas tropicais como no Brasil, o comportamento pode ser diferente.

No sul do Brasil existem vários estudos sobre eutrofização dos cursos hídricos. Em todas as amostragens realizadas nos rios que fazem parte da bacia da lagoa Mirim no RS, foram observados teores acima do nível enquadrado como da classe II para o teor de fósforo em ambientes lóticos ($0,1 \text{ mg L}^{-1}$) CONAMA n° 357 (BRASIL, 2005). O alto teor de P encontrado na água pode ser explicado pelo uso agrícola do solo nas bacias dos rios que desembocam na lagoa Mirim (CORADI et al., 2009a). Na parte sul do RS, Diel et al. (2007) constataram que, em média, o teor de P total na água destinada à irrigação de arroz foi de $0,041 \text{ mg L}^{-1}$, enquanto que nos açudes, lagoas e rios os valores médios de P foram de 0,027; 0,035; $0,060 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente. Nesse estudo, os autores consideraram 20 amostras para cada tipo de curso hídrico.

Marchesan et al. (2009) observaram que em 5 anos de monitoramento nos rios Vacacaí e Vacacaí-Mirim, 10% e 6,6% das amostragens realizadas no Rio Vacacaí e 7% e 3,3% do rio Vacacaí-Mirim apresentaram concentração de P acima dos valores máximos estabelecido para ambientes lóticos de acordo com RS (1989) ($0,10 \text{ mg.L}^{-1}$) e com CONAMA n° 357 (BRASIL, 2005) ($0,15 \text{ mg.L}^{-1}$), respectivamente. Esses dados permitiram que essas águas fossem enquadradas apenas na classe III, sendo que as maiores concentrações de P foram de $0,18 \text{ mg.L}^{-1}$ e $0,16 \text{ mg.L}^{-1}$ no rio Vacacaí e Vacacaí-Mirim, respectivamente.

Em cursos hídricos que passam por áreas urbanas, principalmente em cidades que não têm tratamento de efluentes e esgotamento sanitário eficiente, é comum encontrar-se altos níveis de P nos corpos d'água (MAIA et al., 2009). Isso ocorre porque esses recebem P de fontes pontuais, além das fontes difusas que são comuns em áreas rurais. No município de Pelotas, por exemplo, todos os corpos de água e, principalmente, as duas barragens que abastecem de água o município apresentam teores de P total acima do permitido para a classe

III, segundo resolução do CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005), caracterizando ambientes propícios para o crescimento de algas (CORADI et al., 2009b).

Existem várias formas de controlar a entrada de P nos cursos hídricos, dentre as quais pode-se citar: (i) respeitar a legislação, considerando-se as áreas de preservação permanente, (ii) utilizar dose de P adequada na lavoura, (iii) aplicar P de maneira correta, (iv) empregar rotação de culturas e utilizar práticas de cultivos que minimizem a perda de solo e de água das lavouras, tais como: terraços, cordão de vegetação permanente (para retardar o escoamento e reter o sedimento), eliminação de canais preferenciais de fluxo, entre outras (SHARPLEY et al., 1987; NAIR et al., 1999; REY, 2003; NAIR e GRAETZ, 2004; MICHAUD et al., 2005; NEARY et al., 2010).

No entanto, para que se possam utilizar práticas adequadas, é preciso quantificar a capacidade do solo em reter P, e conhecer a dinâmica do P no solo e na água que escoar na bacia, bem como a forma em que este se encontra nas diferentes posições da paisagem e diferentes tipos de solos, e o risco potencial que apresenta ao ambiente. No Brasil, ainda são escassas as pesquisas que enfoquem a perda de P em BHs, visando investigar as causas da eutrofização dos cursos hídricos. Esse tipo de pesquisa pode fazer uso de modelos simples de simulação para avaliar o risco de transferência de P em nível de BH. Esses modelos podem ser validados e aplicados nas nossas condições climáticas e de solos, para determinar quais seriam as medidas pertinentes a serem implementadas com a finalidade de diminuir as perdas difusas de P.

5 ESTUDO I: CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-HÍDRICA E QUÍMICA DO SOLO DE DUAS PEQUENAS BACIAS HIDROGRÁFICAS COM ÊNFASE NA QUANTIFICAÇÃO E QUALIFICAÇÃO DAS FORMAS DE FOSFATOS PASSÍVEIS DE SEREM TRANSFERIDAS ÀS ÁGUAS SUPERFICIAIS.

5.1 INTRODUÇÃO

5.1.1 O fósforo no ambiente

O conhecimento integrado dos componentes físico-químicos, bióticos e sócio-econômicos de bacias hidrográficas são essenciais para o manejo dos recursos naturais. As práticas agrícolas devem respeitar a capacidade de suporte do ambiente, e isso só é possível se forem respeitadas as características da paisagem, especialmente a capacidade de uso das terras, as áreas de preservação permanente e os fluxos hídricos (RHEINHEIMER et al., 2003a ; GONÇALVES et al., 2005; PELLEGRINI et al., 2009; CAPOANE, 2011; PELLEGRINI, 2013).

O desrespeito à capacidade de uso do solo e a falta de leva a problemas como a erosão acelerada do solo. A erosão hídrica está diretamente ligada ao ciclo da água, e envolve os processos de desagregação, transporte seletivo e deposição seletiva de partículas sólidas presentes na superfície do solo da BH, ou a perda destas partículas da BH. Os principais fatores envolvidos na erosão do solo são: a erosividade da chuva; a erodibilidade do solo, a topografia do terreno, especialmente o comprimento do declive e o grau de declividade; o manejo das culturas, a cobertura vegetal do solo e as práticas conservacionistas (FILHO et al., 1982; MORAIS et al., 1988; NETO, et al., 1988; DE ROO, 1998).

Dentro do manejo das culturas, uma das práticas mais comuns é a fertilização dos cultivos, sobretudo com N, P e K. Contudo, a fertilização nem sempre é feita de maneira adequada, podendo causar acúmulo excessivo destes elementos no solo (RHEINHEIMER et al., 2003a; CERETTA et al., 2010) e sua perda por lixiviação e/ou por escoamento superficial, juntamente com o sedimento, ou na forma solúvel (PANUELAS et al., 2009, OLIVEIRA et al., 2012).

No solo, o fósforo (P) existe na forma inorgânica (Pi) e orgânica (Po). Cada uma destas formas se encontra em diferentes compostos químicos ou participando de certas reações. Assim, essas formas de P se diferenciam entre si pelo grau de estabilidade ou

solubilidade, participando de um equilíbrio dinâmico, com diferentes disponibilidades à absorção pelos vegetais ou por outros organismos do solo (BARROW, 1983; TURNER et al., 2005).

A forma inorgânica é aquela que é absorvida pelas plantas. No entanto, em solos intemperizados, sem aplicação de fertilizantes, a disponibilidade de P é controlada pela forma orgânica e pela ciclagem do P através de processos biológicos (TURRIÓN et al., 2007). Do ponto de vista de sua disponibilidade (obtida empregando-se diferentes extratores químicos), o P do solo pode ser agrupado em lábil, moderadamente lábil e não lábil (RHEINHEIMER et al., 2008).

A forma e a energia com que o P se encontra ligado à matriz do solo pode ser determinada pelo método de extração sequencial com diferentes extratores químicos. Existem vários métodos de extração sequenciais (GATIBONI et al., 2013), sendo que o mais utilizado no sul do Brasil é aquele que foi inicialmente desenvolvido por Hedley et al. (1982). Esse método é utilizado amplamente na caracterização química do P nos solos e sedimentos, com o propósito de incrementar o conhecimento sobre sua dinâmica e de fazer a previsão da biodisponibilidade de P às plantas e dos riscos de perdas de P, levando em conta o seu grau de recalcitrância (VU et al., 2009). Em função do extrator químico, o P inorgânico pode compreender (a) o P adsorvido de maneira trocável, (b) o P associado aos óxidos de Fe, Al e Mn, (c) o P associado aos carbonatos, (d) o P ligado ao cálcio em forma de apatita, e (e) o P que forma parte das estruturas cristalinas dos minerais (material recalcitrante) (TURNER et al., 2003, TURNER et al., 2005).

A forma com que o P adicionado via fertilizantes fosfatados se redistribui no solo depende de inúmeros fatores, tais como o tipo de solo, as condições climáticas, o manejo, o tipo e a forma de fertilização realizada (RHEINHEIMER, 2000; GATIBONI, 2003; SILVA, 2003; BUNEMANN et al., 2004; EL-DEWINY AND EL-AILA, 2006; LITTLE et al., 2007; ZAMUNER et al., 2008; VU et al., 2009; YAKUTINA, 2010; BHADHA e JAWITZ, 2010; TIECHER, 2011).

Dependendo das propriedades químicas e físico-hídricas do solo, este pode funcionar como fonte ou dreno de P (EASTMAN et al., 2010). Em solos altamente intemperizados, onde predominam os argilominerais 1:1 e os óxidos de Fe e Al, os teores totais de P no solo são altos em relação àqueles necessários para as plantas, mas apenas uma pequena fração deste tem baixa energia de ligação, o que permite a sua dessorção e disponibilização às plantas (PAVINATO et al., 2009).

Quando se tem baixa disponibilidade para sustentar a absorção pelas plantas, a estratégia mais comum para reverter este quadro é a adição de fertilizantes fosfatados. Após a adição de P no solo, começa um processo de reação contínua. O processo de adsorção do P aos grupos funcionais da matriz do solo é, relativamente rápido no início, ocorrendo nos sítios correspondentes a determinados grupos funcionais na superfície da partícula, atingindo o equilíbrio em poucas horas. Posteriormente, a esta primeira reação seguem outras, mais lentas, e com o passar do tempo o P fica cada vez mais estável e menos disponível para troca com a solução do solo (BARROW, 1998; RHEINHEIMER et al., 2008; VU et al., 2009).

Estas reações serão diferentes de acordo com o sistema de preparo do solo utilizado para a produção. Quando o solo é manejado sob sistema de plantio convencional (SPC) a dinâmica do P é diferente daquela observada quando se emprega o sistema de plantio direto (SPD), pois de acordo com o sistema de manejo empregado ocorrem mudanças quantitativas e qualitativas das formas de P (REDEL et al., 2007; TIECHER, 2011). No SPD, há maior concentração de P na superfície do solo, já que este não sofre revolvimento. Outras características do SPD são a adição de fertilizantes na superfície do solo, menor erosão, maior reciclagem pelas plantas e deposição dos restos das culturas sobre a superfície. No SPD existe ainda um maior acúmulo de P orgânico, devido ao maior teor de MO, ao aumento da atividade microbiana e à liberação de ácidos orgânicos, principalmente em áreas com rotação de cultura (BAUM et al., 2003; RHEINHEIMER et al., 2003b; BÜNEMANN, 2004; LE BAYON et al., 2006; LITTLE et al., 2007; ZAMUNER et al., 2008; YAKUTINA, 2010).

O acúmulo de P na camada superficial do solo ocorre principalmente em suas formas de maior labilidade, pois os sítios da matriz do solo mais ávidos por P já estão ocupados (RHEINHEIMER et al., 2003c). No SPD, quando se utiliza dejetos, em doses elevadas, como fertilizantes orgânicos, tem-se um maior grau de saturação de P nos sítios da matriz do solo e, portanto, há maior possibilidade de ocorrer perda de P via escoamento superficial (EL-DEWINY e EL-AILA, 2006; LITTLE et al., 2007; GATIBONI et al., 2008 CERETTA et al., 2010).

Embora a quantidade de P que se perde na lavoura tenha pouca importância do ponto de vista econômico, pois não ocorrem grandes perdas de solo via erosão no SPD, esse elemento pode ser transferido para os ambientes aquáticos nas suas formas mais solúveis e poderá ser suficiente para causar danos no ambiente (SHARPLEY et al., 1987; BERTOL et al., 2007; OLIVEIRA et al., 2012). Caso ocorra perda de partículas de solo no SPD, estas partículas transportadas são geralmente mais finas que o solo inicial, têm maior superfície

específica e, geralmente, uma maior concentração de P adsorvido. Mesmo no SPD, é importante levar em conta a textura do solo, considerando a perda seletiva de partículas, pois em solos arenosos a maior parte do P pode sair na forma de P solúvel (80%) e em solos argilosos na forma particulada (80%), sendo que a rota de transporte do fósforo não altera a especiação desse elemento (EASTMAN et al., 2010).

Portanto, o monitoramento e entendimento da dinâmica das transformações e da transferência do P no solo, e a forma com que este chega aos mananciais de água são fundamentais para o manejo adequado da adubação fosfatada. A determinação da proporção e natureza do P presente nos solos e no sedimento permitirá conhecer o comportamento do sedimento, e a sua função no processo de transporte de P, e na eutrofização da água.

5.1.2 O índice de fósforo ou P-index

O estudo da quantificação da transferência de fósforo em bacias hidrográficas tem sido estimado mediante técnicas como monitoramento de campo ou através do uso de modelos de simulação de acordo com os dados disponíveis e a capacidade do usuário de utilizar cada uma destas técnicas. O monitoramento de campo em BHs, mesmo com quantidade adequada de recursos, é bastante oneroso e de difícil acompanhamento, sendo que muitas vezes os sistemas tradicionais de coletas de solo e de água adotados não se mostram eficientes na determinação da poluição difusa. Por isso, muitas vezes se opta pelo uso de modelos de simulação para o estudo de perda de água, sedimentos e nutrientes em BHs (BENASSI et al., 2005).

A modelagem é a representação de determinado fenômeno físico através de equações matemáticas, de maneira a simplificar a complexidade da realidade com a finalidade de buscar entender e representar determinado processo, assim como de poder prever determinadas condições diferentes da realidade atual. No campo da modelagem, o mesmo processo pode ser representado de várias maneiras, por isso existem vários modelos que exigem diferentes dados de entrada, e cada um descreve melhor certo fenômeno, sendo o melhor modelo aquele que se adapte aos interesses de determinado estudo, dependendo dos resultados que se pretende obter e do tipo de sistema que será trabalhado (GOODCHILD et al., 1993; TUCCI, 1998).

Atualmente, existem vários modelos para simular a transferência de fósforo como ANSWERS (BEASLEY et al., 1980), CREAMS (KNISEL, 1980), EPIC (WILLIAMS et al., 1984), GLEAMS (LEONARD et al., 1987), AGNPS (YOUNG et al., 1987), EMSS

(MERRIT et al., 2003), e SWAT (ARNOLD et al., 1998; GOLLAMUDI et al., 2007), que foram construídos para simular o transporte hidrológico e de fósforo em diferentes escalas. No entanto, existem ferramentas que foram disponibilizados juntamente com o desenvolvimento de modelos hidrológicos e de qualidade da água nas escalas de campo e de bacias hidrográficas, as quais permitem identificar o potencial de perda de fósforo do solo em bacias de maneira mais simples, como é o caso do Índice de fósforo ou P-index.

O P-index foi desenvolvido na Pensilvânia, EUA, pelo Serviço de Conservação de Recursos Naturais (NRCS). No entanto, hoje é usado em quase todo o EUA e em outras partes do mundo, com modificações desenvolvidas especificamente para determinadas regiões, para melhor representar as condições locais (SHARPLEY et al., 2003). Esse índice é uma ferramenta de triagem prática no planejamento do uso do solo em nível de lavouras e de bacias hidrográficas. Ele permite identificar quais as áreas agrícolas, pecuárias, florestais ou quais as práticas de gestão que têm o maior potencial em acelerar a eutrofização, de acordo a probabilidade de transferência de fósforo das áreas de dentro da bacia hidrográfica para os cursos hídricos, com base no nível de fósforo no solo, na hidrologia e no uso da terra (WELD et al., 2001). O P-index considera que a transferência de P pode ocorrer por escoamento superficial ou subsuperficial.

Dessa forma, é possível identificar os locais onde devem ser aplicadas as opções alternativas de gestão (entre aquelas disponíveis aos usuários da terra) para mitigar a transferência de P para os corpos d'água, a qual pode desencadear o processo de eutrofização (SHARPLEY et al., 2001; JOHANSSON e RANDALL, 2003; KOGELMANN et al., 2004; SHARPLEY et al., 2008). Uma vez identificadas as áreas críticas na bacia hidrográfica, as práticas de conservação do solo e da água podem ser aplicadas de maneira mais eficaz (VEITH et al., 2005).

Hoje em dia, além dos fatores inicialmente considerados (erosão na bacia, teor de fósforo no solo e distância do córrego), foram agregados outros. Assim, características do solo, classe de escoamento do solo, declividade, frequência de inundação, potencial de lixiviação do nutriente no solo, concentração de fósforo no solo, porcentagem de saturação de fósforo, épocas, doses, fontes e formas de fertilização fosfatada, práticas de manejo de lavoura, padrões dos cultivos, distância do campo ao curso de água, estabelecimento da área de preservação permanente (APP) e período de recorrência das chuvas são às vezes incluídos no modelo (SHARPLEY et al., 2001; NAIR e GRAETZ, 2004; DELAUNE et al., 2004a). A incorporação de mais parâmetros, embora aumente a complexidade, permite maiores opções

para o técnico ou agricultor na tomada de decisão, quanto à quantidade de fertilizante a ser aplicado e, principalmente, no gerenciamento de dejetos, quando este é utilizado como fertilizante. Esse procedimento é mais eficiente do que simplesmente reduzir as taxas de aplicação (SHARPLEY et al., 2003).

Segundo Eghball e Gilley (2001), a erosão geralmente é o fator mais importante da estimativa das perdas de fósforo total e particulado por escoamento dos campos fertilizados com adubos orgânicos ou inorgânicos. No entanto, em áreas com recente aplicação de fósforo, a quantidade de escoamento, a fonte de fósforo e a localização da área de lavoura dentro da bacia hidrográfica são os principais fatores que influenciam a perda de fósforo dissolvido e biodisponível. Conforme Sharpley (1995), o uso do solo altera a probabilidade de perda de fósforo por escoamento na bacia hidrográfica, sendo que a perda de fósforo diminui na seguinte ordem: plantio convencional, plantio direto, pastagem nativa para pastoreio e pastagem de corte.

Empregando o índice de perda de fósforo, Harmel et al. (2005) observaram boa correlação entre a perda de fósforo estimado e determinado. No entanto, observa-se que o P-index apresenta problema para estimar a variabilidade de perda de fósforo em consequência da erosão anual. Por outro lado, Veith et al. (2005) constataram que não houve diferença entre a quantidade de perda de fósforo determinado e o estimado pelo P-index. Esses autores constataram que a perda de fósforo solúvel estimada durante 7 meses foi de $0,06 \text{ kg ha}^{-1}$ e a perda estimada de fósforo total foi de $0,24 \text{ kg ha}^{-1}$, determinada pelo método de P-index. No mesmo trabalho, foi feita uma comparação entre as perdas de P geradas pelo P-index com as perdas de P simuladas pelo SWAT ($0,06 \text{ kg ha}^{-1}$ de fósforo solúvel e $0,24 \text{ kg ha}^{-1}$ de fósforo total), tendo-se concluído que o SWAT e o P-index apresentaram boa correlação entre eles. Dessa forma, o P-index além de ser de mais fácil utilização que o SWAT, possui a mesma eficiência do SWAT para estimar o risco de perda de fósforo.

Geralmente, para determinar o P-index utiliza-se o teor de fósforo disponível no solo. No entanto, alguns trabalhos mostram que pode ser utilizado também o teor de fósforo total do solo, já que ambos (P disponível e P total) apresentam alta correlação com fósforo dissolvido na água de enxurrada. Todavia, quando é aplicado esterco, não existe correlação entre o teor de P disponível no solo e a quantidade de P perdida por escoamento superficial, principalmente nas três semanas entre a aplicação e a determinação do fósforo perdido no escoamento superficial (DELAUNE et al, 2004a; DELAUNE et al, 2004b). Isto demonstra que além de levar-se em conta o teor de fósforo no solo, deve-se considerar a dose, a forma e

a época de aplicação do fósforo. Em vários estados dos EUA estão sendo propostos limites máximos de fósforo disponível no solo, a partir dos quais não se poderia aplicar esterco de origem animal, com base no pressuposto de que altas doses de esterco aumentam demasiadamente a quantidade de P escoado com a enxurrada (SHARPLEY et al., 2001).

Apesar disso, existem autores que não recomendam o uso apenas do fósforo disponível do solo, pois esse parâmetro foi desenvolvido para estimar a possibilidade de resposta das culturas e não leva em conta a possibilidade de que parte deste fósforo pode vir a ser perdido com as partículas de solo por erosão ou através do escoamento superficial na forma de fósforo solúvel (SHARPLEY et al., 2008). McDowell et al. (2001) monitoraram uma bacia hidrográfica, considerando três opções de manejo de fósforo e de recomendação de fertilização: i) aplicação da dose de P segundo recomendação agrônômica de acordo com o nível de fósforo no solo; ii) de acordo com limiares de teste ambiental do solo, e iii) segundo o P-index. Os autores constataram que a melhor opção de gestão de perda de P foi obtida empregando o P-index.

Em geral, próximo ao curso d'água existe maior possibilidade de perda de fósforo, pois nessas áreas há maior escoamento. Por isso essas são áreas críticas que merecem maior atenção no momento da aplicação de fertilizantes ou de resíduos orgânicos. Em um estudo que empregou a aplicação de chuva simulada de $6,5 \text{ mm h}^{-1}$ por 30 minutos, foi obtida concentração de fósforo total entre 0,2 e $2,1 \text{ mg L}^{-1}$ na água escoada, sendo que o nível de fósforo do solo extraído por Mehlich variou entre 30 e 750 mg kg^{-1} (WELD et al., 2001). Considerando que a exportação de fósforo da bacia estudada era relativamente pequena, projeções de gerenciamento de dejetos através do P-index foram melhores do que as projeções restritivas derivadas de um limiar de fósforo no solo.

Schendel et al. (2004) constataram que numa bacia rural do rio Elk Creek, em British Columbia, Canadá, em épocas de chuva a quantidade de fósforo total na água foi um bom indicativo do que acontece a jusante, no que se refere ao uso do solo e este foi bem previsto pelo P-index. Comprovou-se que nesta bacia em particular, o teor de fósforo aumenta a jusante da bacia, incrementando a vulnerabilidade de perda de fósforo do solo para os corpos de água, e que a intensidade do uso do solo era o principal componente do P-index.

Quanto maior a distância de um ponto até o córrego, menor será a possibilidade de transferência de fósforo. No entanto, em eventos extremos até mesmo o fósforo localizado a grandes distâncias pode chegar aos cursos hídricos (SHARPLEY et al., 2008). Estes autores estudaram 248 eventos ocorridos entre 1997 e 2006, e verificaram que 93% dos eventos

apresentam período de recorrência de um ano e foram responsáveis pela perda de 47% do fósforo total. Já os dois maiores eventos, com período de recorrência de 10 anos, foram responsáveis pela perda de 23% do fósforo total.

Outro problema referente à distância de determinado ponto ao curso hídrico deve-se ao fato de que, geralmente, em escala de bacia, subestima-se as possíveis conexões ou fluxos preferenciais que existem entre as áreas e o curso hídrico. Estes poderam ser os que ocorrem nas estradas e nas trilhas formadas pelo pisoteio do gado, assim como a existência de regiões que têm efeito tampão que filtram de certa maneira o escoamento superficial, evitando a chegada de P aos cursos hídricos (SHARPLEY et al., 2003).

Johansson e Randall (2003) chegaram a incorporar considerações de ordem econômica no P-index, levando em conta o transporte de fósforo a nível nacional, tendo em vista as condições heterogêneas próprias de cada bacia, e a redução da produção pela diminuição da dose de fósforo aplicado. Eles conseguiram a redução da aplicação de fósforo em até 50%, em comparação à utilização do P-index convencional.

Fora dos EUA, pode-se citar como exemplo o caso de Portugal, em que Neves et al. (2007) usou o P-index na BH de Sete Cidades, na Ilha de São Miguel, conseguindo identificar as áreas de maior risco de perda de P por poluição difusa. Também é importante o caso da Noruega, em que foram utilizados dados de monitoramento de seis BHs, juntamente com o P-index baseado na estrutura do P-index da Pennsylvania, e cujos resultados mostraram que 79% da variação em perdas do fósforo total foram explicadas pelo ranking do P-index (BECHMANN et al., 2005).

Bechmann et al. (2007) testaram e avaliaram o P-index sugerido na Noruega em nível de campo e de sub-bacia e encontraram estreita relação ($R^2 = 0,66$) entre as concentrações de fósforo na água das sub bacias e o P-index. As maiores incertezas no ranking do P-index foram encontrados em bacias com baixas perdas de fósforo. Os principais fatores de risco nos lugares estudados corresponderam a áreas com alto nível de fósforo no solo, e a aplicação reduzida de fósforo foi apontada como estratégia de mitigação para esses campos. A variação no fator de transporte foi devida principalmente ao menor risco de erosão nestes lugares. Além disso, a distância do curso de água teve importante influência sobre a variação no fator transporte. Para resumir, o teste do P-index foi realizado em diferentes escalas e em diferentes condições, apresentando bons resultados também na Noruega.

Embora o P-index seja bastante popular nos EUA, refletindo boa capacidade de prever a possibilidade de contaminação dos cursos hídricos, no Brasil existem poucos estudos testando este método em bacias hidrográficas. No Brasil, Lopes et al. (2007) aplicaram o P-index na bacia contribuinte do Sistema de Reservatório Salto, no município de São Francisco de Paula, estado do Rio Grande do Sul (RS), constatando que praticamente toda a bacia não apresentava risco de fornecer fósforo aos cursos hídricos, com exceção de algumas lavouras de alho e cebola. Nestas eram aplicadas grandes quantidades de fertilizantes fosfatados anualmente, fato que, aliado ao emprego do sistema de plantio convencional, facilita a erosão e a perda de solo e nutrientes.

Oliveira et al. (2010) verificaram a eficácia de quatro métodos de P-Index na determinação de perda de P, bem como a influência de cada fator sobre a perda de P, constatando que o método de P-Index original (IP Pensilvânia) foi o que melhor representou a perda de P na BH. E ainda, que o teor de P no solo e a forma de aplicação de P orgânico foram os fatores que mais influenciaram na concentração de P no escoamento superficial. Waltrick (2011) aplicou cinco versões da metodologia do P-Index numa BH declivosa caracterizada por agricultura intensiva com o cultivo de olerícolas no Paraná, tendo obtido resultado similares com as cinco versões que classificaram as áreas agrícolas da microbacia como de vulnerabilidade “muito alta”.

Certamente, muitos fatores no P-index precisam ser melhor investigados para verificar a efetividade do sistema na avaliação do efeito da transferência de fósforo do campo para os córregos nas condições edafoclimáticas brasileira. Com um maior desenvolvimento e a realização de testes, o P-index pode se tornar uma ferramenta valiosa para a classificação das áreas agrícolas de acordo com o risco de perdas de fósforo. Além disso, o P-index pode ajudar a concentrar a atenção dos agricultores sobre o risco de perdas de fósforo das lavouras e definir medidas corretivas para áreas onde eles terão o maior benefício no controle da erosão e perda de nutrientes.

5.2 MATERIAL E MÉTODOS

5.2.1 Histórico, localização e caracterização da área em estudo

As pequenas bacias hidrográficas (PBHs) estudadas ficam próximas às margens da BR 158, na parte sul do município de Júlio de Castilhos, na região do Planalto do RS, com

coordenadas geográficas UTM 241.400 a 243.300 E e 6.750.700 a 6.747.400 S 22J, com altitude entre de 510 a 440 metros acima do nível do mar (Figura 1). A área faz parte da BH do Rio Jacuí e está sendo usada por agricultores assentados pela reforma agrária.

As PBHs se encontram dentro do Assentamento Alvorada, o qual possui 1.569 ha. A área do Assentamento foi desapropriada em fevereiro de 1996 e dividida em 72 lotes (MOREIRA, 2008). A decisão de realizar estes estudos na área foi tomada em comum acordo com o INCRA, MDA e os agricultores assentados. Dentro do assentamento foram escolhidas duas áreas para estudo, considerando aspectos de proteção dos recursos hídricos. Uma PBH se caracteriza pela presença de mata ciliar e pouca área úmida (PBH₁₄₀) enquanto que a outra é praticamente desprovida de mata ciliar, mas possui grande superfície de área úmida (PBH₈₀).

A PBH₁₄₀ possui 142,6 ha e a PBH₈₀ 78,3 ha. Atualmente, as principais atividades nas duas PBHs são o cultivo de soja nas coxilhas, com uso de fertilizantes químicos e agrotóxicos, e a produção de leite nas áreas de campo naturais, geralmente, localizadas nas várzeas ou próximo delas (CAPOANE, 2011).

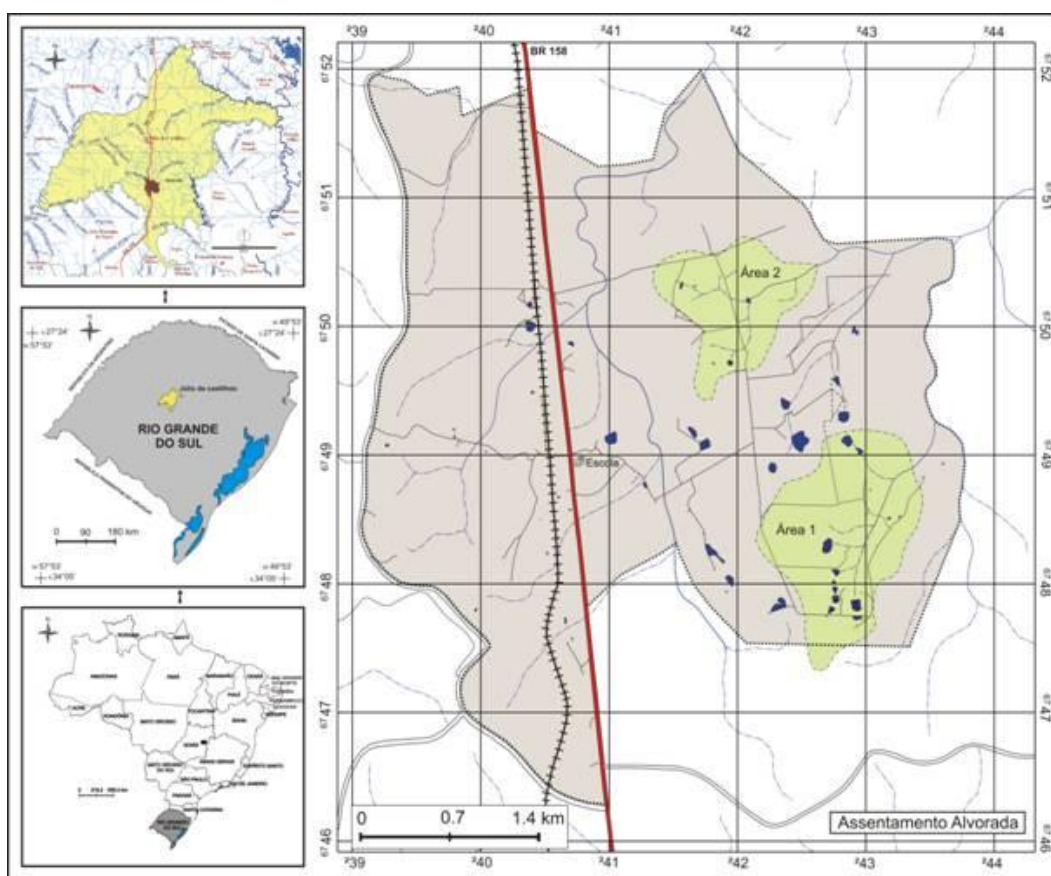


Figura 1 - Localização do Assentamento Alvorada e das PBHs, Júlio de Castilhos – RS. Elaboração: Capoane, 2011.

5.2.2 Geologia, geomorfologia, clima, solos e vegetação natural das PBHs

As PBHs estão localizadas sobre duas formações geológicas: a Formação Serra Geral intercalada com arenitos da formação Tupanciretã. A formação Serra Geral pertence ao Jurássico e é constituída por rochas efusivas, classificadas em basaltos, andesitos e basaltos vítreos e efusiva ácidas, agrupadas em basaltos pórfiros, dacitos e riocititos felsíticos, riocititos felsíticos e fenobasaltos vítreos (FRASCÁ e SARTORI, 1998).

A Formação Tupanciretã se caracteriza por ser sedimentaria e aflora de maneira descontínua por grande parte do Planalto das Missões, nos municípios de Santiago, Júlio de Castilhos, Cruz Alta, Santa Bárbara do Sul, Carazinho e Passo Fundo, representando resíduos de uma superfície degradada e erodida pela drenagem da área. Esta formação litológica é bastante heterogênea, e nela predominam conglomerados que são constituídos por seixos e blocos de basalto distribuídos em matriz arenosa; arenitos mal classificados, com granulometria fina e média e cor vermelha ou rosa; e camadas finas de argila que apresentam, de modo geral, pequena espessura e intercalam-se com a sequência arenosa, principalmente próxima ao topo (MENEGOTTO et al., 1968).

Geomorfologicamente, as duas PBHs estão situadas na Região do Planalto das Missões, sobre a Unidade Planalto de Santo Ângelo (IBGE, 1986). Esta unidade possui relevo bastante homogêneo, caracterizada por colinas suaves e ondulada permitindo áreas de coxilha e de várzea (IBGE, 1986).

O clima do município de Júlio de Castilhos é classificado como Cfa - clima temperado úmido com verões quentes de temperaturas médias de 22 °C, invernos amenos com temperatura superior a -3 °C e temperaturas médias de 14 °C, e distribuição uniforme de precipitação ao longo do ano (KÖPPEN, 1948). A precipitação média anual do município oscila entre 1400 – 1500 mm (CAMPOS e SILVA, 2010).

Embora o levantamento de solos do RS se encontre com nível de detalhamento 1:750.000 (BRASIL, 1973; STRECK et al., 2002), que está longe de ser o indicado para o estudo das PBHs, pode-se inferir que as PBHs estão ocupadas por solos das classes Argissolos (na maior parte das PBHs), Cambissolos, Neossolos e Gleissolos.

Ambas PBHs são bacias de cabeceiras, e estão compostas por vários cursos d'água que fluem para o arroio Felício ao leste das PBHs, tributário do rio Soturno, na bacias do rio Jacuí (Figura 1). Os cursos de água que se situam dentro da bacia possuem suas nascentes nela

mesma, e alguns são intermitentes e seus fluxos estão sujeitos à influência de períodos de chuva ou estiagem. A PBH₈₀ possui maior área com topografia de várzea do que a PBH₁₄₀, áreas estas que se encontram com água muito próxima ou sobre a superfície, na maior parte do ano.

Além da rede de drenagem natural existente nas PBHs, existem vários açudes artificiais que foram construídos para a dessedentação animal e alguns para piscicultura, principalmente na PBH₁₄₀. De acordo ao critério de hierarquia fluvial, introduzido por Strahler (1957), ambas as PBHs são de terceira ordem, a qual se caracteriza por apresentar o canal principal cuja origem se dá pela confluência de dois canais de segunda ordem, podendo receber afluentes de segunda e primeira ordens.

No levantamento florestal realizado das PBHs por CAPOANE (2011), na PBH₁₄₀ foram identificados indivíduos arbóreos de 16 famílias botânicas distribuídas em 32 gêneros e 37 espécies, e na PBH₈₀ foram identificadas 14 famílias botânicas, distribuídas em 14 gêneros e 15 espécies, além de árvores mortas e não identificadas. Além disso, foram identificadas varias espécies que conformam o sotobosque das florestas, como samambaia e avenca. A mesma autora constatou que as formações campestres de ambas as PBHs são compostas principalmente por *Erianthus* sp. (Macega), *Andropogon lateralis* (Capim-caninha), *Aristida pallens* (Capim-barba-de-bode) e *Paspalum notatum* (Gramma-forquilha), *Baccharis* sp. (Carquejão), *Senecio brasiliensis* less (Maria-mole) e diversas compostas.

5.2.3 Coleta e processamento de dados

Cada área compreende uma pequena bacia hidrográfica, a qual foi monitorada quanto ao uso e manejo do solo, perdas de água e sedimentos, além de aspectos físico-químicos do solo e da água com ênfase nas formas de fósforo. Cada área tinha uma secção controle (calha tipo Parshall), onde foram contabilizadas as transferências de água, sedimentos e fósforo.

5.2.3.1 Identificação do uso do solo

Para a determinação do uso do solo foi realizada inicialmente a interpretação e classificação do uso com base em uma imagem do satélite Landsat, órbita ponto 222/082 de 17/05/1993, disponibilizada gratuitamente pelo INPE, referente ao período anterior à implantação do assentamento. Posteriormente, foi realizada a classificação visual a partir de

uma imagem do satélite QuickBird de 22/02/2008, comprada na Empresa ENGESAT Imagens de Satélites S/C. Ltda, referente ao período posterior à implantação do assentamento (CAPOANE, 2011). Finalmente, o uso do solo foi verificado e corrigido anualmente durante o verão e o inverno, através de caminhamento periférico com o uso de GPS nas áreas que foram modificadas no seu uso anualmente. Com os resultados obtidos, as áreas foram agrupadas de acordo com seu uso e o respectivo manejo. Esse mapeamento permitiu agrupar os solos em classes de usos: mata nativa ou secundária e mata reflorestada; lavouras; pastagens permanentes ou temporais, corpos de água e sede da propriedade.

5.2.3.2 Determinação da declividade das Bacias hidrográficas

Para se determinar a declividade das PBHs inicialmente foi realizado o levantamento planialtimétrico com um aparelho de posicionamento cinemático em tempo real (RTK), tomando-se 4029 pontos na PBH₈₀ (1 ponto a cada 194,3 m²) e 7165 pontos na PBH₁₄₀ (1 ponto a cada 199,0 m²). Esses pontos foram classificados em faixas de declividade e a partir deles foi construído o modelo digital de elevação, empregando-se o software ArcGis[®] 9.3.

5.2.3.3 Localização dos pontos amostrados para análises físico-químicas

Foram coletadas 57 amostras de solo na PBH₁₄₀ (em 30 pontos foram coletadas amostras de solo em camadas de 0-10 cm; 10 a 20 cm; 20-40 cm e 40-60 cm até 60 cm de profundidade) e 41 amostras de solo na PBH₈₀ (das quais em 20 pontos foram coletadas até 60 cm de profundidade), as demais amostras foram coletadas na profundidade de 0-10 cm. Em cada ponto foi coletado amostras deformadas e indeformadas de solo. As amostras coletadas foram distribuídas nos diferentes usos de solo e na paisagem desde o topo da coxilha até próximo do riacho. Os locais das amostras coletadas se encontram na Figura 2.

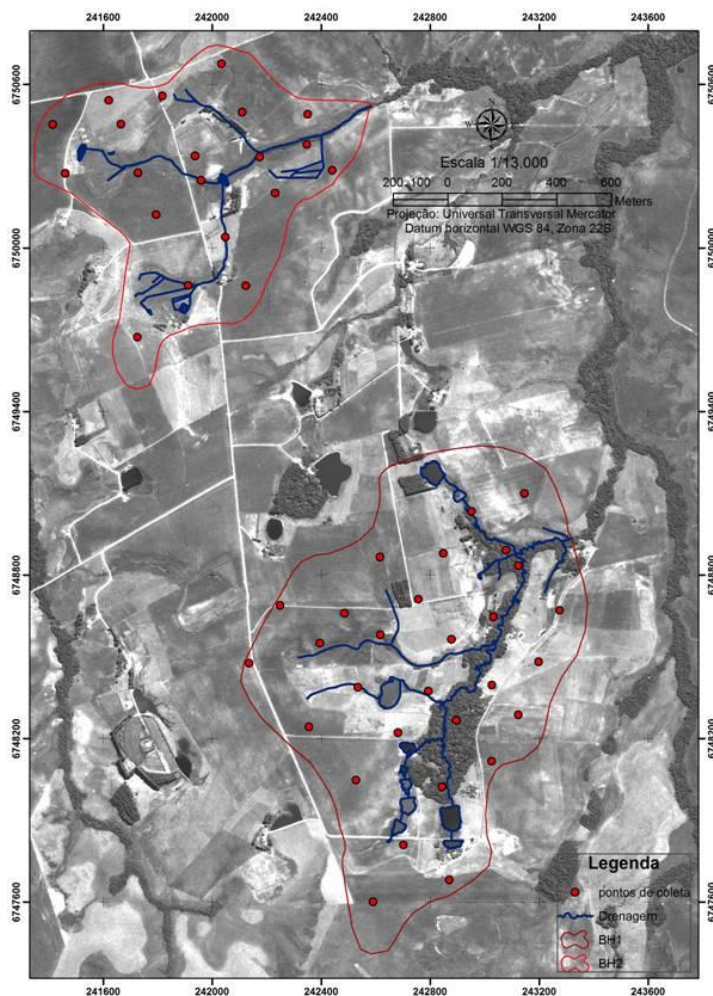


Figura 2 - Imagem com a delimitação das PBHs e a distribuição dos pontos de coleta de amostras de solo para análises gerais, Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – Rio Grande do Sul.

5.2.3.4 Análises físico-hídricas do solo

Em 20 pontos da PBH₈₀ e em 30 pontos da PBH₁₄₀ foram coletadas amostras de solo com estrutura preservada e deformadas de solo através da abertura de trincheiras amostrando o solo em diversas camadas para a determinação da textura, estrutura, porosidade, condutividade hidráulica (Ks), densidade de partícula (Dp) e densidade do solo (Ds).

As amostras de solo com estrutura preservada foram coletadas com o auxílio de um extrator, no qual foi acoplado um cilindro de metal de 5,5 cm de diâmetro e 3,0 cm de altura, com três a seis repetições de acordo a análise a se realizar. As amostras foram coletadas e posteriormente levadas ao laboratório de Química e Fertilidade do Solo da UFSM.

A textura do solo foi determinada nas camadas de 0-10 cm, 10-20 cm, 20-40 cm e 40-60 cm. Tomou-se uma amostra de 2 gramas de solo, à qual aplicou-se H₂O₂ para eliminar a

matéria orgânica (em doses variáveis segundo cada amostra). A seguir foram adicionados 50 ml de solução de NaOH 6% e a amostra foi colocada sob agitação durante 12 horas, em agitador tipo “vai e vem”. O passo seguinte foi peneirar as amostras em peneira de 63 μm , para separar a areia das partículas menores (silte + argila). A amostra de areia foi secada em estufa a 105°C e pesada posteriormente. A granulometria das amostras de silte + argila foi determinada em um granulômetro a laser. Os valores obtidos com o granulômetro até 2 μm foram atribuídos à fração argila, e aqueles correspondentes ao intervalo entre 2 e 63 μm foram atribuídos à fração silte. Os teores de argila, silte e areia foram apresentados em porcentagem.

Para o diagnóstico da resistência mecânica à compactação, foram utilizadas as determinações de densidade do solo e a resistência à penetração. As amostragens de solo para essa análise foram realizadas em 2010. A coleta de densidade do solo foi feita no ponto médio das camadas de solo de 0-5, 5-10, 10-20, 20-40 e 40-60 cm, com um cilindro de 5,5 cm de diâmetro e 3 cm de altura. Nessas mesmas amostras foram determinadas a umidade volumétrica do solo. A resistência mecânica do solo à penetração (RP) foi determinada de cm a cm, até 60 cm de profundidade, com um penetrômetro digital portátil (Remik CP 20 Ultrasonic Cone Penetrometer).

A densidade do solo (D_s) foi obtida pela divisão da massa da amostra seca (estufa a 105 °C por 48 horas) pelo volume do cilindro metálico. A densidade de partícula (D_p) foi determinada segundo metodologia proposta por Gubiani et al. (2006).

A partir dos valores de D_s e D_p , foi efetuado o cálculo da porosidade total do solo (PT), que é igual à umidade de saturação do solo (θ_s), de acordo com a equação 1:

$$PT = 1 - \frac{D_s}{D_p} \quad (1)$$

Para determinar a condutividade hidráulica saturada (K_s), as amostras indeformadas de solo, coletadas na profundidade de 0-10 cm e 10-20 cm, foram preparadas no laboratório e foram saturadas com água durante 48 horas. Posteriormente, foi determinada a condutividade hidráulica saturada (K_s) com o uso de um permeâmetro de carga constante associado a um programa computacional, segundo Gubiani (2008). O procedimento de determinação da K_s de carga constante consiste em determinar o volume de água que atravessa a amostra indeformada de solo contida entre os limites superior e inferior do tubo. Neste caso, a K_s é calculada conforme a equação (2) descrita por Libardi (2005):

$$K_s = \frac{V * L}{h * A * t} \quad (2)$$

em que: K_s é a condutividade hidráulica de solo saturado (cm h^{-1}); V é o volume (cm^3), L é o comprimento da amostra de solo (cm); h é a carga hidráulica inicial e final (cm); A é a área da seção transversal da amostra de solo (cm^2); e t é intervalo de tempo que se mede a passagem de água. Foram realizadas seis repetições de campo e três determinações do volume de água percolada nas amostras em intervalos de cinco minutos após o início da percolação, visto que as amostras haviam sido previamente saturadas.

A determinação da estabilidade dos agregados foi realizada de acordo com Low (1954). Inicialmente a umidade dos agregados foi padronizada, colocando-se um papel de filtro sobre uma bacia com areia úmida e adicionando-se a seguir os agregados de solo que passaram através de peneira de tamanho de 4-5 mm. Após 24 horas, as amostras de agregados foram colocadas sobre uma peneira de 3 mm e sobre elas gotejou-se água de uma altura de 50 cm, com o auxílio de uma bureta (aproximadamente 50 gotas minutos^{-1}). Contou-se o número de gotas requeridas para quebrar o agregado, fazendo-o passar pela peneira. Foram realizadas 50 repetições por tratamento.

5.2.3.5 Análises mineralógica do solo

Foram coletadas amostras de solo da camada de 0-10 cm por ser a profundidade que foi usada para realizar o fracionamento de P, na parte alta, média e baixa de uma toposequência, as quais foram submetidas à análise por Difractometria de Raios X (DRX).

Para a confecção das lâminas para análise de DRX, o solo foi fracionado em argila, silte e areia (BORTOLUZZI e POLETO, 2006). Para isso, primeiramente as amostras de solo foram tratadas com peróxido de hidrogênio (30%) para eliminar a matéria orgânica do solo (MOS), adicionando-se 50 ml de água destilada e 25 ml de peróxido de hidrogênio. Nessa etapa, teve-se o cuidado de adicionar aos poucos o peróxido de hidrogênio para evitar o aquecimento excessivo da amostra. Depois de ocorrido a oxidação da MOS ocorreu, as amostras de solos foram centrifugadas a 2000 rpm durante 5 minutos e foi descartado o sobrenadante. Posteriormente foram adicionados 100 ml de NaOH (2%), para promover a dispersão da argila. No dia seguinte, as amostras foram submetidas à agitação (horizontalmente) a 120 rpm durante 4 horas. Ao final da agitação, transferiu-se a suspensão para uma proveta de 1000 mL, após tê-la passado por uma peneira de 63 μm , para separar a fração areia (BORTOLUZZI e POLETO, 2006).

A fração < 63 μm foi colocada em uma proveta com capacidade de 1000 mL e cujo volume foi completado com água destilada até 900 mL. A alíquota foi dividida em 4 frações de 225 mL e centrifugada a 800 rpm durante 3,45 min para separar a fração < 2 μm . A coleta da suspensão foi realizada com o auxílio de um sifão, retirando-se aproximadamente 125 mL, o que corresponde a uma profundidade de 5 cm a partir da superfície superior da amostra. Este procedimento foi realizado até a remoção completa da fração argila.

Uma vez obtida a fração argila, esta foi dividida em duas partes: uma delas foi saturada com KCl 1 mol L⁻¹ e a outra, com CaCl₂ 1 mol L⁻¹. Ambas as frações floclaram, após isso, foram lavadas varias vezes com água destilada. A seguir, essas frações foram centrifugadas a 2000 rpm durante 5 minutos, para retirada do excesso de cloro, fazendo-se o teste com nitrato de prata para confirmação.

As lâminas com argila foram confeccionadas em modo orientado através da deposição de uma suspensão de partículas de argila sobre lâminas de vidro (depósito orientado). As amostras normais são aquelas submetidas a temperatura ambiente e tratadas com cálcio (Ca). Estas amostras também foram posteriormente saturadas com etilenoglicol (EG) durante 5 dias a 40 °C. As lâminas tratadas com potássio (K) foram submetidas ao aquecimento a 200 °C (K200), 350 °C (K350) e 550 °C (K550) em mufla durante 180 min.

A análise de DRX foram realizadas utilizando-se um difratômetro de reflexão, do tipo Bruker D8 Advance, operando com radiação Cu-K α a 40 kw de voltagem e uma corrente de 40 mA, pertencente ao Laboratório de Magnetismo e Materiais Magnéticos (LMMM) da UFSM. As amostras iniciais foram difratadas na amplitude angular de 4 a 35° (2 θ), para caracterização do solo e intervalo de leitura de 0,05°, com tempo de leitura de 1s. Nas amostras saturadas com EG e naquelas submetidas a tratamento com temperatura, as leituras foram feitas em amplitude de 4 a 17° (2 θ), com intervalo de leitura de 0,05° e tempo de contagem de 1 s. As amostras da fração silte foram confeccionadas na forma de pó e submetidas a DRX, com amplitude angular de 4 a 75° (2 θ), intervalo de leitura de 0,05° e tempo de contagem de 1s. A identificação dos argilominerais da fração argila seguiu o espaçamento dos prováveis picos de minerais ocorrentes nos solos, segundo Brindley & Brown, (1980), Malagón, (1979) e Resende et al. (2005).

5.2.3.6 Análises químicas do solo

Para análise de C e N foram coletadas amostras de solo em: (a) 20 pontos na PBH₈₀ correspondentes aos diferentes usos do solo, sendo 13 de lavoura, 4 de pastagem e 4 de mata; (b) 20 pontos na PBH₁₄₀, sendo 13 de amostras de solo de lavoura, 5 de pastagem e 2 de mata. Todos esses pontos foram georeferenciados. A seguir foram coletadas amostras no perfil do solo, nas camadas de 0-5; 5-10; 10-20, 20-40 e 40-60 cm, para determinação de carbono e nitrogênio. No ponto médio de cada camada foi coletado uma amostra de solo com estrutura preservada utilizando-se anéis metálicos para a coleta com volume de 71 cm³, para a determinação da densidade do solo. As amostragens de solo foram realizadas entre fevereiro e abril de 2010, em pré-florescimento da cultura da soja. Os teores totais de carbono e nitrogênio do solo < 2 mm foram analisados pelo método da combustão a seco, em um auto-analisador elementar.

Para as análises do P disponível no solo na camada de 0-10 cm e outras, como de pH do solo em água, pH SMP, Ca, Mg, K e Al trocáveis, e acidez potencial, foram utilizadas amostras de solo peneiradas em peneira < 2 mm. Essas análises foram feitas de acordo com a metodologia de Tedesco et al. (1995).

Para a análise de fracionamento de P foi realizada amostragem de solo na camada de 0-10 cm. As amostras de solo foram secadas ao ar e posteriormente peneiradas em peneiras de 63 µm, para separar o silte e argila da fração areia. A decisão de descartar as partículas maiores do que 63 µm foi tomada com o propósito de descartar a fração inerte do solo. Caso tivesse sido considerada também a fração areia (63 µm - 2 mm), o teor de P seria bem inferior, pois os solos da camada de 0-10 cm das PBHs possuem mais de 60 % de areia. Isso pode ser visto no trabalho realizado por Schaefer et al, (2013), em que foram utilizados os mesmos solos analisados nesta tese, com a diferença de que as amostras de solo foram peneiradas a 2 mm. Schaefer et al. (2013) observaram que os solos de mata, pastagem e lavoura apresentaram teores de P_(RTA) de 8,7, 8,2 e 7,0, respectivamente, que correspondem a teores classificados como “baixos” (5,1 - 10 mg kg⁻¹ de P₂O₅) pela CQFS-RS/SC (2004).

As formas inorgânicas e orgânicas do P do solo (<63 µm) foram estimadas pelo fracionamento de P, através do método proposto inicialmente por Hedley et al. (1982), com as modificações feitas por Rheinheimer (2000). As formas de P foram sequencialmente extraídas pelos seguintes extratores: resina de troca aniônica (RTA) (lâminas AR 103 QDP 434); NaHCO₃ 0,5 mol L⁻¹ a pH 8,5; NaOH 0,1 mol L⁻¹; HCl 1,0 mol L⁻¹; NaOH 0,5 mol L⁻¹. Todos

os extratores permaneceram em contato com o solo durante 16 horas, em agitador tipo ‘sem fim’ (33 rpm), com posterior centrifugação a 2510 g por 30 minutos. O resíduo foi dividido em duas partes, sendo que em uma delas estimou-se o P total pela digestão com H₂SO₄ e H₂O₂ na presença de MgCl₂ saturado (BROOKES e POWLSON, 1982). As formas de P inorgânico extraído pela RTA e pelo NaHCO₃ foram consideradas como formas “lábeis”. O P extraído pelo NaOH foi considerado como uma forma “moderadamente lábil”. O P extraído pelo HCl e o P inorgânico residual foram considerados como “pouco lábil” e “não lábil”, respectivamente.

O fósforo particulado biodisponível (Ppb) do solo (<63µm) foi estimado por meio de uma única extração (a primeira) com resina trocadora de ânions (RTA), com base na metodologia desenvolvida por Kroth (1998), que será descrita brevemente a seguir. Tomou-se inicialmente 0,5 g de solo (<63µm) que foram colocados em um tubo *falcon* contendo 10 ml de água destilada; adicionou-se a seguir a cada tubo uma lâmina de RTA, que foi previamente saturada com NaHCO₃ 0,5 mol L⁻¹. A seguir, os tubos foram agitados durante 16 horas, em agitador tipo ‘sem fim’, a 25 °C. As lâminas foram retiradas e lavadas com jatos de água destilada e depois diluídas em 10 mL de HCl 0,5 mol L⁻¹. Os tubos permaneceram destampados por 90 min, após foram fechados e agitados durante 30 min (agitador horizontal). Em seguida uma alíquota de 3 ml foi retirada do extrato, para fazer a determinação do teor de fósforo, de acordo com Murphy e Riley (1962). As lâminas de resina foram retiradas dos tubos e recuperadas segundo Miola (1995). Desse modo, o fósforo particulado biodisponível (Ppb) do solo corresponde àquele que é obtido na primeira extração com a resina trocadora de ânions.

O fósforo particulado potencialmente biodisponível (Pppb) do solo (<63 µm) foi estimado por meio de extrações sucessivas com RTA, realizadas após a primeira extração. O procedimento experimental segue a mesma metodologia descrita acima para o fósforo particulado biodisponível. As extrações foram diárias até que os teores de fósforo se tornassem constantes e próximos de zero. A cinética de primeira ordem, proposta por McKean e Warren (1996), foi aplicada aos dados experimentais obtidos, de acordo com a equação 3:

$$P_{des} = \beta(\beta - \alpha)e^{-\lambda t} \quad (3)$$

onde P_{des} é o P dessorvido, β é o P particulado potencialmente biodisponível, α é o P biodisponível particulado, λ é a taxa de dessorção constante de P e t é o tempo de extração.

5.2.3.7 Determinação do P-index por varias metodologias

Foram utilizadas quatro versões de P-Index propostos por: Lemunyon & Gilbert, 1993; Flynn et al., 2000; Eghball & Gilley, 2001 e NRCS, 2001. Os parâmetros usados em cada metodologia estão descritas nas Tabelas 1 a 4. O P-Index foi obtido considerando-se os diferentes parâmetros de acordo com cada metodologia, multiplicados pelo seu fator de ponderação. Uma vez avaliados e somados, estes apresentam a vulnerabilidade da área e a interpretação da vulnerabilidade de risco foi realizada de acordo com cada versão.

5.2.3.7.1 Perda do solo nas bacias hidrográficas em estudo

Para determinar a perda do solo das bacias hidrográficas foi usada a equação universal de perda de solo revisada (RUSLE), que é um modelo de erosão projetada para computar a perda de solo por unidade de área por unidade de tempo ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$), em longo prazo, sendo definida pela equação 4:

$$A = R * K * L * S * C * P \quad (4)$$

onde, A = estimativa de perda de solo por ação da erosão hídrica em $\text{t ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$; R = erosividade da chuva em $\text{MJ mm ha}^{-1} \text{h}^{-1} \text{ano}^{-1}$; K = erodibilidade do solo, em $\text{t ha h MJ}^{-1} \text{mm}^{-1} \text{ha}^{-1}$; L = comprimento da rampa, adimensional; S = declividade do terreno, adimensional; C = uso e manejo do solo, adimensional e P = práticas conservacionistas, adimensional.

A erosividade da chuva (R) foi obtida a partir de dados de precipitação registrada na microestação meteorológica equipada com pluviógrafo com registro de precipitação a cada 5 minutos, que foi instalada em uma das bacias hidrográficas em 2011.

Segundo Wischmeier e Smith, (1978), mantendo-se os demais fatores da RUSLE constantes, a perda de solo ocasionada pela água da precipitação é diretamente proporcional ao valor do parâmetro EI_{30} , já que este considera a intensidade da precipitação pluviométrica como a energia cinética da mesma, que é representada pelo efeito do impacto das gotas de chuva no solo, desprendendo as partículas de solo por salpicamento e turbulência, combinados com a enxurrada que é a responsável em transportar as partículas desprendidas.

Os valores de precipitação registrados foram colocados em planilhas de programas de computador, e a partir destas foram estimados a erosividade das chuvas individuais, mensais e

anual pelo índice EI_{30} (WISCHMEIER e SMITH, 1978). A energia cinética de cada segmento uniforme de determinada precipitação erosiva foi determinada pela equação 5:

$$ECs = EC * h \quad (5)$$

onde: ECs = energia cinética no segmento da precipitação, em $MJ ha^{-1}$; EC = unidade de energia cinética; e h = quantidade de precipitação no segmento uniforme, em mm.

Para o cálculo da energia cinética, foi usada a equação 6 (Wischmeier e Smith, 1978):

$$EC = 0,119 + 0,0873 \log I \quad (6)$$

onde: EC = energia cinética por mm de chuva, em $MJ ha^{-1} mm^{-1}$; e I = intensidade da precipitação no segmento uniforme, em $mm h^{-1}$, onde I foi determinada para cada evento.

A energia cinética total da chuva erosiva individual foi determinada pela equação 7:

$$ECt = \sum ECs \quad (7)$$

onde: ECt = energia cinética total do evento erosivo individual, em $MJ ha^{-1}$, e $\sum ECs$ = somatório da energia cinética de cada segmento do evento, em $MJ ha^{-1}$.

Tabela 1 - Versão de P-Index Original, usado na Pensilvânia (LEMUNYON e GILBERT,1993).

Fator	Peso	Classificação de Perda de Fósforo (valor)				
		Nulo (0)	Baixo (1)	Médio (2)	Alto (4)	Muito Alto (8)
Teor de P no solo	1,0	não aplicado	baixo	médio	alto	excessivo
Erosão do solo (t ha ⁻¹ ano ⁻¹)	1,5	não aplicado	< 12	12 – 25	25 - 37	> 37
Erosão por Irrigação	1,5	não aplicado	Recuperação da água ou QS (produto da vazão e do declive) <6 para solos muito propensos à erosão ou QS <10 por outros tipos de solos	QS > 10 para solos resistentes à erosão.	QS > 10 para solos erodíveis.	QS > 6 para solos muito erodíveis.
Escoamento Superficial	0,5	insignificante	muito baixa ou baixa	médio	alto	muito alto
Taxa de aplicação de P mineral (kg P ₂ O ₅ ha ⁻¹ ano ⁻¹)	0,75	não aplicado	1- 34	35 – 100	101- 168	> 168
Método de aplicação de P mineral	0,5	não aplicado	Incorporado a pelo menos 5 cm (4)	Incorporado imediatamente antes do plantio	Incorporado a mais de 3 meses antes do plantio ou aplicado em superfície a menos 3 meses antes do plantio.	Aplicado em superfície a mais de 3 meses antes do plantio.
Taxa de aplicação de P orgânico (kg P ₂ O ₅ ha ⁻¹ ano ⁻¹)	1,0	não aplicado	1 – 34	35 – 67	68 – 100	> 100
Método de aplicação de P de origem orgânica	1,0	não aplicado	Injetado mais que 5 cm (4)	Incorporado imediatamente antes do plantio.	Incorporado > 3 meses antes do plantio ou aplicado em superfície < 3 meses antes do plantio.	Aplicado em superfície para pastagem ou aplicado a mais de 3 meses antes do plantio.

Tabela 2 - Versão de P-Index de Nebraska (EGHBALL e GILLEY, 2001).

Fator	Peso	unidade	Nulo (0)	Baixo (0,5)	Médio (1)	Alto (1,5)	Muito Alto (2)
Erosão	4,0	t ha ⁻¹ ano ⁻¹	Não aplicado	0 – 2,5	2,6 – 5,0	5,1 – 10,0	> 10,0
Escoamento Superficial	0,5	-	Nulo	baixo	Médio	Alto	Muito alto
Teor de P no solo	0,5	mg dm ⁻³	Não aplicado	< 30	30 – 75	76 - 125	> 125
Taxa de aplicação de P ₂ O ₅ mineral	0,5	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	nulo	<15	15 – 40	41 - 65	> 65
Método de aplicação de P mineral	1,0	-	não aplicado	Incorporado a pelo menos 0,05 m (3).	Incorporado imediatamente antes do plantio	Incorporado a mais de 3 meses antes do plantio ou aplicado em superfície a mais de 3 meses antes do plantio.	Aplicado em superfície a mais de 3 meses antes do plantio.
Taxa de aplicação de P ₂ O ₅ orgânico	0,5	kg ha ⁻¹ ano ⁻¹	nulo	< 30	30 – 55	56 - 80	> 80
Método de aplicação de P orgânico	1,0	-	não aplicado	Injetado mais que 0,05m(3).	Incorporado imediatamente antes do plantio.	Incorporado a mais de 3 meses antes do plantio ou aplicado em superfície a menos de 3 meses antes do plantio.	Aplicado em superfície de pastagem ou a mais de 3 meses antes do plantio .

Tabela 3 - Versão de P-Index do Alabama (NRCS, 2001).

Fator	Peso	Avaliações dos valores				
		Muito baixo/ baixo (0)	Médio (1)	Alto (2)	Muito alto (4)	Extremamente alto (8)
Características da fonte						
Valor do teor de P no solo	1	muito baixo / baixo	médio	Alto	Muito alto	Extremamente alto
Taxa de aplicação de P (kg P ₂ O ₅ ha ⁻¹ ano ⁻¹)	3	não aplicado	< 67	67 – 135	135 - 202	> 202
Método de aplicação de nutrientes.	3	não aplicado	Injetado em profundidade > 5 cm	Incorporado imediatamente ou aplicado com sprinkler	Aplicado em superfície e incorporado < 30 dias.	Aplicado em superfície e não incorporado.
Animais em pastejo	1	nulo	Sem acesso à água e / ou não alimentados em área sensível	Restrito acesso à água e/ou não alimentados em área sensível.	Ilimitado acesso à água e/ou alimentados em área sensível < 100 animais.	Ilimitado acesso à água e/ou alimentados em área sensível > 100 animais.
Características de Transporte						
Sistema de saída subterrânea	3	nulo	Canais preferenciais a pelo menos 9 m da faixa de filtro plantada.	Canais preferenciais em áreas plantadas	< 30 % da área com canais preferenciais em drenagem ou massas de água	> 30 % da área com canais preferenciais em drenagem ou massas de água
Taxa de erosão (t ha ⁻¹ ano ⁻¹)	3	< 7	7 - 12	12 – 25	25 - 37	> 37
Grupo Hidrológico do Solo	3	-	Baixo (A)	Moderado (B)	Moderado alto (C)	Alto (D)
Declive (%)	1	< 1%	1 – 3 %	3 – 5 %	5 – 8 %	> 8 %
Aplicação de P da distância d'água (m)	3	> 122	61 - 122	30 – 61	15 - 30	< 15
Largura da faixa de vegetação nativa.	2	≥ 15	9 - 14	6 – 8	3 - 5	< 3
Categorias que recebem água						
Presença de ambientes críticos ou água degradada	3	área não pertence a microbacia	> 122	61 – 122	30 - 61	< 30

Tabela 4 - Versão de P-Index do Novo México (FLYNN et al.,2000).

Fator	Peso	Nulo / muito baixo (0)	Baixo (1)	Médio (2)	Alto (4)	Muito Alto (8)
Teor de P no solo (mg dm ⁻³)	1	Muito baixo < 8	Baixo 8 - 15	Moderado > 15 – 23	Alto > 23 - 30	Muito alto > 30
Taxa de aplicação de P (kg P ₂ O ₅ ha ⁻¹ ano ⁻¹)	1	Não aplicado	< 34	34 – 100	100 - 168	> 168
Método de aplicação de fósforo de fonte orgânica	1	Não aplicado	Injetado de 0,07 a 0,15m abaixo da superfície.	Incorporado imediatamente antes do plantio.	Incorporado > 3 meses antes do plantio ou aplicado em superfície < 3 meses antes do plantio.	Aplicado em superfície > 3 meses antes do plantio.
Método de aplicação de P mineral	1	Não aplicado	Colocado com plantadeira mais de 0,05m(3) de profundidade.	Incorporado imediatamente antes do plantio	Incorporado > 3 meses antes do plantio ou aplicado em superfície < 3 meses antes do plantio.	Aplicado em superfície > 3 meses antes do plantio.
Distância da área agrícola ao rio (m)	1,5	> 305	> 153 - 305	61 – 153	9 - 61	< 9
Erosão do Solo (t ha ⁻¹ ano ⁻¹)	1,5	< 3	3 - 7	7 – 12	12 - 37	> 37
Escoamento Superficial	1,5	muito baixo	baixo	Médio	Alto	Muito alto
Erosão por irrigação	1,5	Não irrigado ou irrigação sem sulco.	QS <6 para solos muito erodíveis ou QS <10 por outros tipos de solos.	QS > 10 para solos resistentes à erosão.	QS > 10 para solos erodíveis.	QS > 6 para solos muito erodíveis.
Manejo de pastejo	0,5	Não pastejado	Resíduos de culturas de pastejo	pastagem <30% matéria seca como suplemento alimentar.	Pastagem de 30 a 80% de matéria seca como suplemento alimentar.	Pastagem de 80 a 100% da matéria seca como suplemento alimentar.
Largura da faixa de vegetação nativa	1,5	> 30,5	20 - 30	6 – 20	< 6	Sem vegetação

O índice de erosividade de cada chuva foi determinado pela equação 8:

$$EI_{30} = ECt * I_{30} \quad (8)$$

onde: EI_{30} = índice de erosividade do evento erosivo individual, em $MJ ha^{-1} mm h^{-1}$, ECt é a energia cinética total do evento erosivo individual, em $MJ ha^{-1}$, e I_{30} é a intensidade máxima da precipitação em um período de 30 minutos, em $mm h^{-1}$.

O valor mensal do índice de erosividade EI_{30} é o somatório dos valores dos índices de cada evento individual. O valor anual da erosividade da chuva (R) é o somatório de todos os índices EI_{30} obtidos durante o ano e a unidade principal é $MJ ha^{-1} h^{-1} mm^{-1} ano$.

O mapa de erodibilidade do solo (K) nas bacias foram definidos de acordo com suas características físicas seguindo a metodologia proposta por Denardin (1990). Cabe ressaltar que a erodibilidade do solo possui valores quase que empíricos e é tanto menor quanto menor for a camada de solo. Dessa forma, em áreas de Argissolos que é o solo predominante na maior parte das duas bacias em estudos, os valores poderão ser bastante elevados.

O índice do fator de erosividade de cada chuva foi determinado pela equação 9:

$$k = 0,1038 \times \sqrt{Mm} \quad (9)$$

onde Mm é o parâmetro textural calculado pela fração silte multiplicada pela soma das frações silte e areia fina (g/g). O fator de erodibilidade do solo ($t h MJ^{-1} mm^{-1}$) determinado por meio da equação anterior variou entre 0,0359 a 0,0497 $t h MJ^{-1} mm^{-1}$ para os solos das bacias em estudo.

O fator topográfico (LS) foi determinado utilizando o software ArcGis®, baseado no Modelo Numérico do Terreno (MNT). O MNT (com resolução de 10 x 10 m) foi gerado a partir do levantamento planialtimétrico com um aparelho de posicionamento cinemático em tempo real (RTK), como apresentado no ponto 4.2.3.2. O interpolador utilizado foi o Topo to Raster, que interpola a superfície hidrologicamente correta a partir de linhas e pontos. No presente trabalho foram utilizados somente pontos, disponível no módulo Spatial Analyst Tools do software ArcGis® (2009).

O fator manejo de culturas (C) foi gerado mediante uma imagem do satélite QuickBird de 22/02/2008, sendo verificados e corrigidos a campo, os resultados obtidos em laboratório. Para o fator P foram usados valores propostos por Wischmeier e Smith (1978).

A forma em que foi obtido o uso do solo já foi explicada no ponto 4.2.3.1. Uma vez obtidos os planos de informações espacializados em ambiente SIG com os tipos de cultivos presentes, estes foram vetorizadas a fim de serem usados na determinação de perda do solo.

Para determinar o fator uso do solo (C) foram propostos valores para cada uso do solo de acordo a Wischmeier e Smith (1978) e estes foram utilizados para os diferentes usos em planos de informações espacializados em ambiente SIG com dados do uso do solo.

Para determinar a perda do solo (A) na bacia foi realizado o cruzamento dos diferentes planos de informações representados pelos fatores da equação na forma de matriz numérica com resolução de 10 x 10 m no software ArcGis[®] (MITASOVA et al., 2011).

4.2.3.7.2 Teor de fósforo no solo

O plano de informação com o nível de fósforo na camada de solo de 0-10 cm (<2 mm) na bacia foi gerado a partir da determinação do teor de fósforo disponível nessa camada de solo pela extração com Mehlich I (TEDESCO et al., 1995).

Para poder realizar as mesmas, foram coletadas 41 amostras compostas de solo na PBH₈₀ (23 de lavouras, 12 de pastagem e 6 de mata) na camada de 0-10 cm e 52 amostras compostas na PBH₁₄₀ (30 de lavouras, 12 de pastagem e 6 de mata). As amostras foram secas ao ar, homogeneizadas e passadas em malha de 2 mm. As classes de teor de fósforo foram interpretadas, quando necessário para algumas versões de P-Index, de acordo com a % de argila no solo, segundo a CQFS-RS/SC (2004).

5.2.3.7.3 Forma, dose e método de aplicação de fósforo no solo

As doses, formas e método de aplicação de fósforo foram estimados por meio de entrevistas junto aos agricultores das bacias hidrográficas em estudo, e posteriormente classificados de acordo a faixa apresentada pelas diferentes versões de P-Index. A única forma de fósforo aplicado na bacia como fertilizante é o fósforo inorgânico, não sendo observado na bacia aplicação de dejetos suínos ou cama de aviário. A dose de aplicação de P na bacia hidrográfica varia um pouco entre os produtores e entre as culturas. No entanto, foi constatado que em geral os produtores aplicam menos fósforo do que é recomendado para as culturas, além de não seguirem nenhuma recomendação técnica baseada na análise do teor de

fósforo no solo. O método de aplicação do fósforo nas bacias hidrográficas é a incorporação durante o plantio das culturas na linha de semeadura do cultivo a 5 a 10 cm de profundidade.

5.2.3.7.4 Escoamento superficial

Para determinar a permeabilidade do solo, foram coletadas amostras indeformadas de solo, em 50 pontos (20 na PBH₈₀ e 30 na PBH₁₄₀), nas áreas onde foi amostrado o solo para determinação de P. A forma de obtenção da condutividade hidráulica já foi explicada no ponto 4.2.3.4.

O escoamento superficial foi determinado considerando a permeabilidade do solo na bacia e ao declive de acordo com a Tabela 5 (FASCHING, 2006).

A permeabilidade foi definida de acordo com a drenagem do perfil estabelecida pelo manual de descrição e coleta de solo no campo (SANTOS et al., 2005), sendo os solos presentes na microbacia: Cambissolos, Neossolos, Gleissolos e Argissolos. Estes são classificados respectivamente como: moderadamente drenado, moderadamente drenado, mal drenado e bem drenado. O declive foi obtido conforme descrito no ponto 4.2.3.2.

Tabela 5 - Classe de Escoamento Superficial em função da declividade e da permeabilidade do solo.

Declividade (%)	Classe de Permeabilidade do Solo				
	Excessivo e fortemente drenado	Acentuadamente e bem drenado	Moderadamente drenado	Imperfeitamente drenado	Mal e muito mal drenado
Depressões	Nenhum	Nenhum	Nenhum	Nenhum	Nenhum
0 – 1	Nenhum	Nenhum	Nenhum	Baixo	Baixo
1 – 5	Nenhum	Muito baixo	Baixo	Médio	Alto
5 – 10	Muito baixo	Baixo	Médio	Alto	Muito alto
10 – 20	Muito baixo	Baixo	Médio	Alto	Muito alto
> 20	Baixo	Médio	Alto	Muito alto	Muito alto

Adaptado de Fasching (2006).

5.2.3.7.5 Distância ao curso hídrico

Foi determinada a distância entre um ponto determinado da bacia e os corpos de água, com ajuda do software ArcGis[®]. A distância da área agrícola ao rio foi definida como sendo a distância entre o ponto da área mais próximo ao fluxo de água (FLYNN et al., 2000; NRCS, 2001).

Finalmente foi confeccionado um plano de informação na forma de matriz numérica com resolução de 10 x 10 m com a distância de cada pixel aos cursos hídricos, já que esta distância foi usada posteriormente para determinar o maior ou menor risco do fósforo contaminar os cursos hídricos.

Posteriormente as matrizes com os diferentes planos de informações no ambiente SIG foram multiplicados entre estes e os mesmos geraram plano com informações referente ao risco potencial de contaminação por fósforo na bacia hidrográfica conhecido como P-index. A transformação do valor numérico em um índice de risco de contaminação com fósforo foi determinado para cada metodologia de acordo a tabela 6.

Além da amplitude de discriminação das diferentes versões (4, 5 ou 6 classes de vulnerabilidade), cada metodologia possui parâmetros diferentes e pesos diferentes para os parâmetros (tabelas 1, 2, 3 e 4).

Tabela 6 - Interpretação do risco de perda de P para cada versão de P-Index.

Vulnerabilidade	Pensilvânia (LEMUNYON e GILBERT, 1993)	Novo México (FLYNN et al., 2000)	Alabama (NRCS, 2001)	Nebraska (EGHBALL e GILLEY, 2001)
Muito baixo	-----	0 - 10	-----	-----
Baixo	< 8	10 - 17	< 65	<3
Médio	8 - 14	17 - 27	66 - 75	3 - 6,5
Alto	15 - 32	27 - 37	76 - 85	6,6 - 10
Muito alto	> 32	37 - 47	86 - 95	> 10
Extremamente alto	-----	> 47	> 96	-----

5.3 RESULTADO E DISCUSSÃO

5.3.1 Evolução do uso da terra nas pequenas bacias hidrográficas

Considerando o uso da terra adaptado de Capoane (2011) e o observado no verão de 2013/2014 constata-se que a PBH₈₀ não sofreu grande variação no seu uso. A principal mudança ocorrida foi quanto à área de captação, já que houve redução de 2,5 ha devido a que em 2012 foi realizado um levantamento planialtimétrico com RTK, o que permitiu melhorar a precisão na delimitação da PBH₈₀. Por outro lado, a área ocupada por estradas teve a superfície aumentada em 1 ha (Tabela 7 e Figura 3).

Tabela 7 - Evolução do uso da terra nas pequenas bacias hidrográficas no período de verão nos anos de 2009/2010 e 2013/2014. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.

Classes de uso da terra no verão	Capoane, 2011		2013-2014	
	PBH ₈₀	PBH ₁₄₀	PBH ₈₀	PBH ₁₄₀
	----- ha -----			
Matas	1,1	14,9	1,2	14,6
Silvicultura	1,1	2,4	1,1	3,4
Soja, Milho, Lavoura de subsistência, Arroz de sequeiro, pousio	53,2	57,6	52,4	88,2
Pastagem natural, Pastagem de verão	9,3	26,1	9,4	22,5
Áreas úmidas (banhados)	12,2	7,1	11,6	7,3
Área da sede	1,3	1,8	1,0	1,5
Açudes	0,3	2,8	0,3	3,0
Pousio com pastoreio	1,9	25,1	-	4,6
Estradas	0,4	0,6	1,4	2,0
Afloramento rochoso	---	0,1	---	0,1
Total	80,8	139,6	78,3	142,6

Em relação à área de captação, ao contrário da PBH₈₀, a da PBH₁₄₀ teve aumento de 3 ha, passando de 139,6 ha para 142,6 ha. A PBH₁₄₀ é mais dinâmica apresentando grande modificação no seu uso nos últimos três anos. Em duas áreas foram implantadas silvicultura aumentando em mais de 1 ha a implantação de eucalipto, uma na parte sul da PBH₁₄₀, onde existia lavoura com alta erosão do solo, e outra em uma área próxima ao exutório, que era utilizada com cultivos de subsistência. A área de estrada também foi ajustada passando de 0,6 ha para 2 ha.

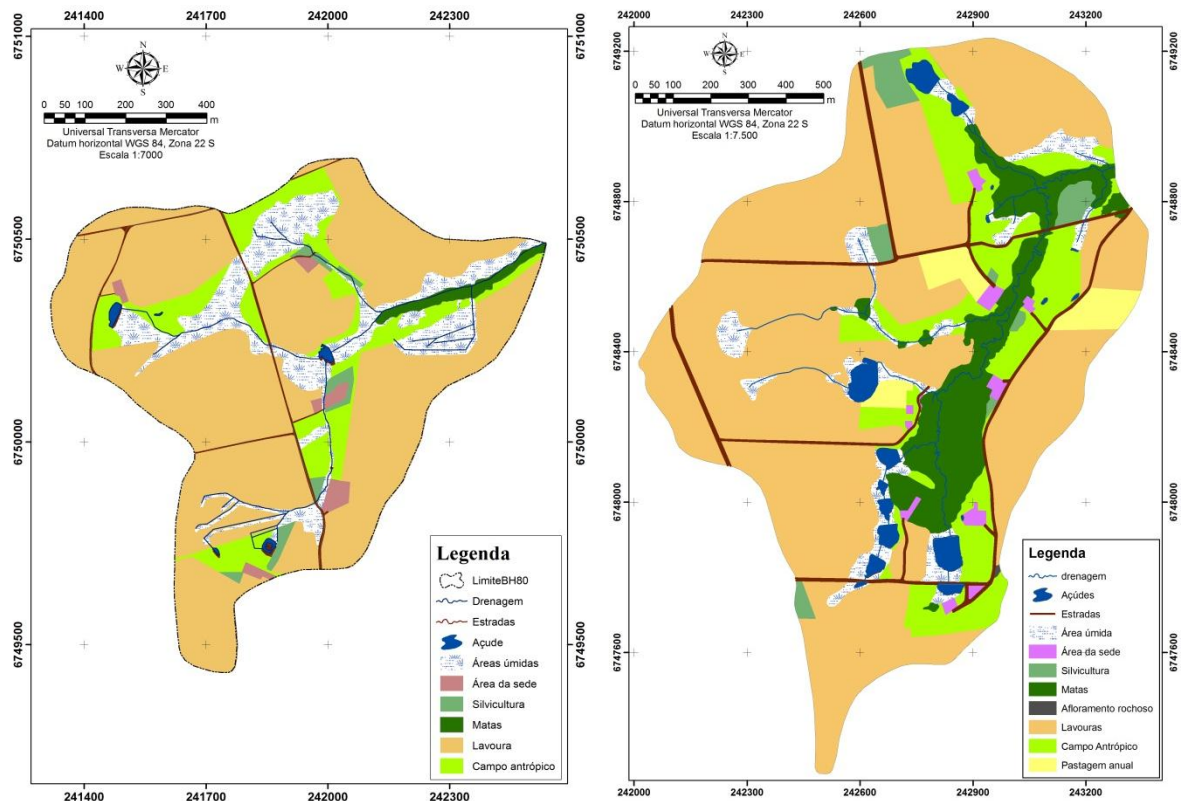


Figura 3 - Classes de uso da terra no período de verão de 2013/2014 nas pequenas bacias hidrográficas. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos - RS.

As áreas de pastagem natural tiveram redução de 3,6 ha e, as áreas com pastagem de verão, que em 2010 eram 26,1 ha, passaram para 22,5 ha. Contudo, a principal mudança ocorreu na área de pousio com pastoreio, que diminuiu de 20,5 ha, passando de 25,1 ha para 4,6 ha. Ao contrário do que ocorreu com as áreas de pastagem da PBH₁₄₀, onde houve redução da área, ocupada com uso agrícola que antes ocupavam apenas 41,3% (57,6 ha) passaram a ocupar 61,8% da PBH₁₄₀ (88,2 ha), aumentando a área agrícola em mais de 30% em três anos (Figura 3).

DISCUSSÃO

Em 2010 algumas propriedades possuíam parte da área destinada ao pousio ou sendo subutilizada com pastoreio do gado. Isso ocorria principalmente no verão, em que há diminuição da oferta forrageira para o gado.

Com o aumento do preço da soja nos últimos anos, ocorreu um estímulo aos produtores das PBHs para utilizarem todas as áreas onde fosse possível implantar cultivos,

mesmo as áreas mais problemáticas, seja do ponto físico, químico ou ainda do ponto de vista legal.

Observou-se a incorporação de novas áreas que eram usadas com pastagem natural ou de verão e principalmente as que se encontravam em pousio, e até mesmo as áreas que deveriam ser APPs, como pode ser observado na figura 4. Isso trouxe como consequência, além do aumento da superfície semeada por soja, a incorporação de novas áreas ao sistema de monocultivo, áreas estas que já estavam deterioradas física ou quimicamente.



Figura 4 - Incorporação de solo de campo natural e APP na PBH₁₄₀ para a cultura da soja, desde a safra 2012/2013. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos - RS.

Dessa forma, o resultado foi a baixa produção de soja. Isto foi observado nas visitas e trabalhos de campo, que eram realizados, onde era comum ver plantas com sistema radicular superficial, apresentando deficiência de nutrientes (observável visualmente), principalmente fósforo, plantas de soja e milho com baixo desenvolvimento, entre outros fatores. Consequentemente, isso se refletiu na produtividade, o que foi possível constatar através de conversas informais com os produtores, que declararam estar decepcionados com o baixo rendimento das lavouras, mesmos em anos com boa precipitação.

No processo de incorporação das áreas degradadas de pousio para agricultura, não foi realizado calagem no solo e nem descompactação do mesmo. Além disso no momento da

fertilização de base, a dose de fertilizante foi aplicada sem considerar as necessidades do solo. Geralmente, eram aplicados fósforo em dose inferior à necessidade das culturas e potássio em excesso.

No entanto, durante estes três anos, não houve diminuição da área sob integração lavoura – pecuária, sendo que as áreas utilizadas no verão para o cultivo de soja, imediatamente após a sua colheita são submetidas à utilização pecuária, situação que permanecia até aproximadamente uma semana antes de realizar novamente a semeadura da soja. Assim, o solo fica praticamente sem cobertura e exposto aos processos erosivos, além de apresentar adensamento, o que impede a penetração das raízes de soja e a absorção de água em tempo de estiagem (DOORENBOS e KASSAN, 1979) (Figura 5).

Finalmente, a ocupação de solo de áreas marginais ou mesmo das áreas que deveriam ser destinadas à preservação permanente, tanto com agricultura, quanto com pecuária, traz como consequência a alteração dos processos hidrológicos e hidrossedimentológicos das PBHs.



Figura 5 - Crescimento radicular da soja em áreas de integração agricultura pecuária em uma lavoura na PBH₁₄₀. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos - RS.

5.3.2 Características morfológicas e físicas do solo das pequenas bacias hidrográficas

Ambas as bacias hidrográficas apresentam baixa declividade, sendo que a PBH₁₄₀ é menos declivosa que a PBH₈₀, apresentando 81,3% da área com declive inferior a 8%, enquanto que na PBH₈₀ é apenas de 54,6%. Por outro lado, 7,8% da área da PBH₈₀ apresenta declive superior a 15%, enquanto que na PBH₁₄₀ a área com declive superior a 15% é de apenas 1,1% (Figura 6).

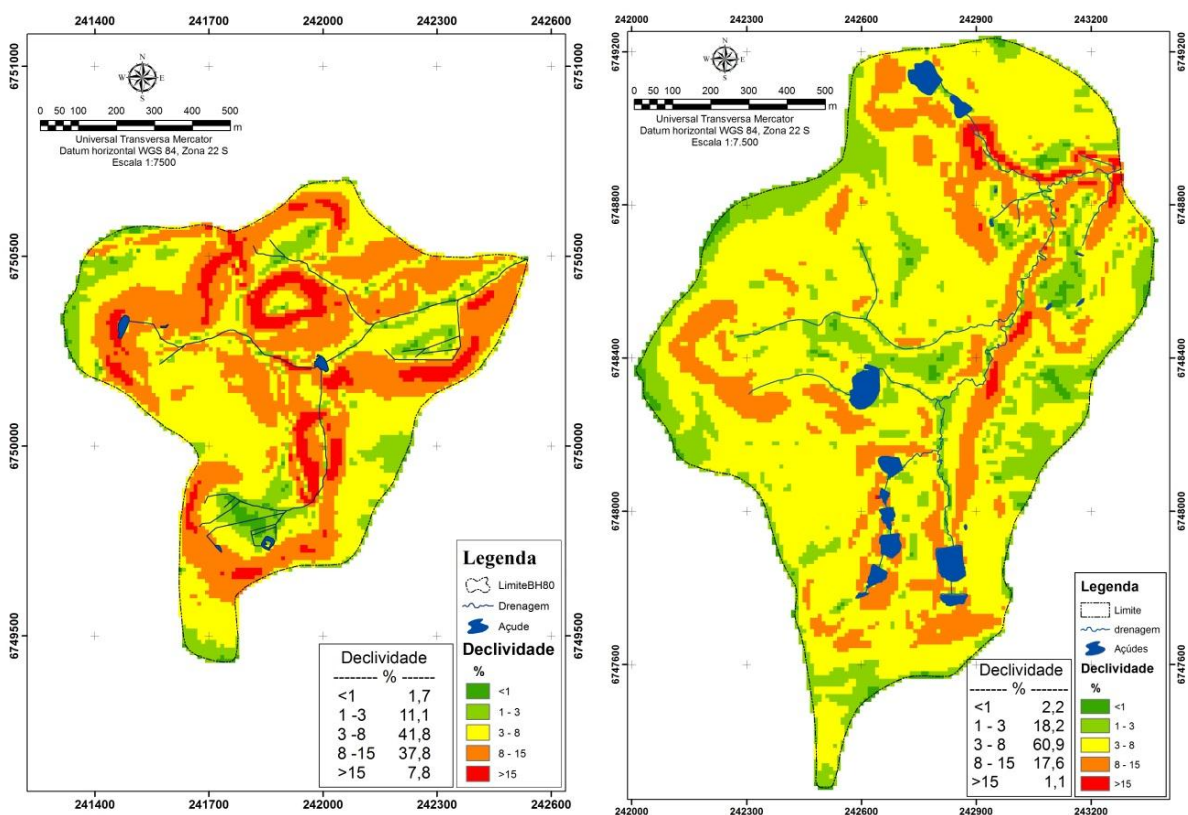


Figura 6 - Declividade do solo na PBH₈₀ e PBH₁₄₀, assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos - RS.

No solo da camada 0-10 cm na PBH₈₀ o teor médio de areia foi de 69,9% \pm 3,7; de silte 24,7% \pm 2,5 e 5,4% \pm 0,9 de argila. Já quando considerado o solo da camada 0-20 cm na PBH₈₀ o teor médio de areia diminuiu em referência a 0-10 cm sendo de 67,2% \pm 4,4; de silte 25,4% \pm 2,7 e 6,3% \pm 1,1 de argila (Tabela 8).

Na PBH₁₄₀ o teor médio de areia no solo da camada de 0 - 10 cm foi de 62,0% \pm 5,7; de silte 30,6% \pm 6,1 e 7,4% \pm 1,9 de argila. No solo da camada 0 - 20 cm foi de 59,6% \pm 6,9; de silte 28,0% \pm 5,3 e 12,4% \pm 3,9 de argila. Em geral o teor médio de argila foi maior na

PBH₁₄₀ e o de areia maior na PBH₈₀. Houve aumento do teor de argila em profundidade, sendo mais visível na PBH₁₄₀. No entanto, o solo em todas as camadas em ambas PBHs a classificação textural do solo foi Franco-argilo-arenosa.

Em relação à porosidade do solo, constatou-se que a porosidade total do solo na camada de 0-20 cm na PBH₈₀ foi de $49,1 \pm 8,3\%$ e na PBH₁₄₀ foi de $47,9 \pm 4,6\%$, dos quais $7,0 \pm 1,2\%$ e $10,3 \pm 1,4\%$ correspondem a macroporos, e os mesoporos ocupam $10,2 \pm 0,9\%$ e $8,9 \pm 1,1\%$, dos poros totais na PBH₈₀ e na PBH₁₄₀, respectivamente.

Tabela 8 - Textura do solo nas duas pequenas bacias hidrográficas em estudo até 60 cm de profundidade. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.

Identificação	Profundidade cm	Areia*	Silte %	Argila
PBH₈₀	0-10	69,9	24,7	5,4
	0 -20	67,2	25,4	6,3
	20-40	65,5	25,0	9,5
	40 - 60	61,7	24,9	14,2
PBH₁₄₀	0-10	62,0	30,6	7,4
	0 -20	59,6	28,0	12,4
	20-40	55,9	27,7	16,4
	40 - 60	45,8	26,4	27,8

*A fração argila é < 2 µm; silte 2 – 63 µm e areia 63 µm – 2 mm)

A umidade média do solo, na PBH₈₀, nas áreas de mata, foi superior em todas às camadas, quando comparada aos demais usos (lavouras, pastagem). A umidade do solo ao longo do perfil amostrado nas áreas de mata foi $\geq 0,40 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ e nos demais usos entre 0,18 a $0,26 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$. A alta umidade foi encontrada em pontos característicos de acúmulo de fluxo de água, como ocorre em toda a mata ciliar da PBH₈₀. Nas áreas de lavouras e de pastagem, a umidade foi uniforme em todo perfil (Figura 7a).

Na PBH₁₄₀, ao contrário do que ocorreu com a PBH₈₀, a umidade do solo na área ocupada por mata foi similar aos outros usos. O solo da mata apresentou umidade constante em todo o perfil, enquanto que os solos de lavoura e pastagem tiveram aumento da umidade em maior profundidade. Os valores médios de umidade na camada de solo de 10 cm a 60 cm oscilaram entre 0,22 a $0,32 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ entre os três usos (Figura 7b).

A densidade do solo na PBH₈₀ é menor na mata que nos outros usos em todas as camadas de solo avaliada (Figura 7c). Os solos de lavoura e de pastagem apresentaram

comportamento similar, embora o solo de lavoura esteja mais compactado na camada entre 5 a 20 cm do que os solos usados somente como pastagem.

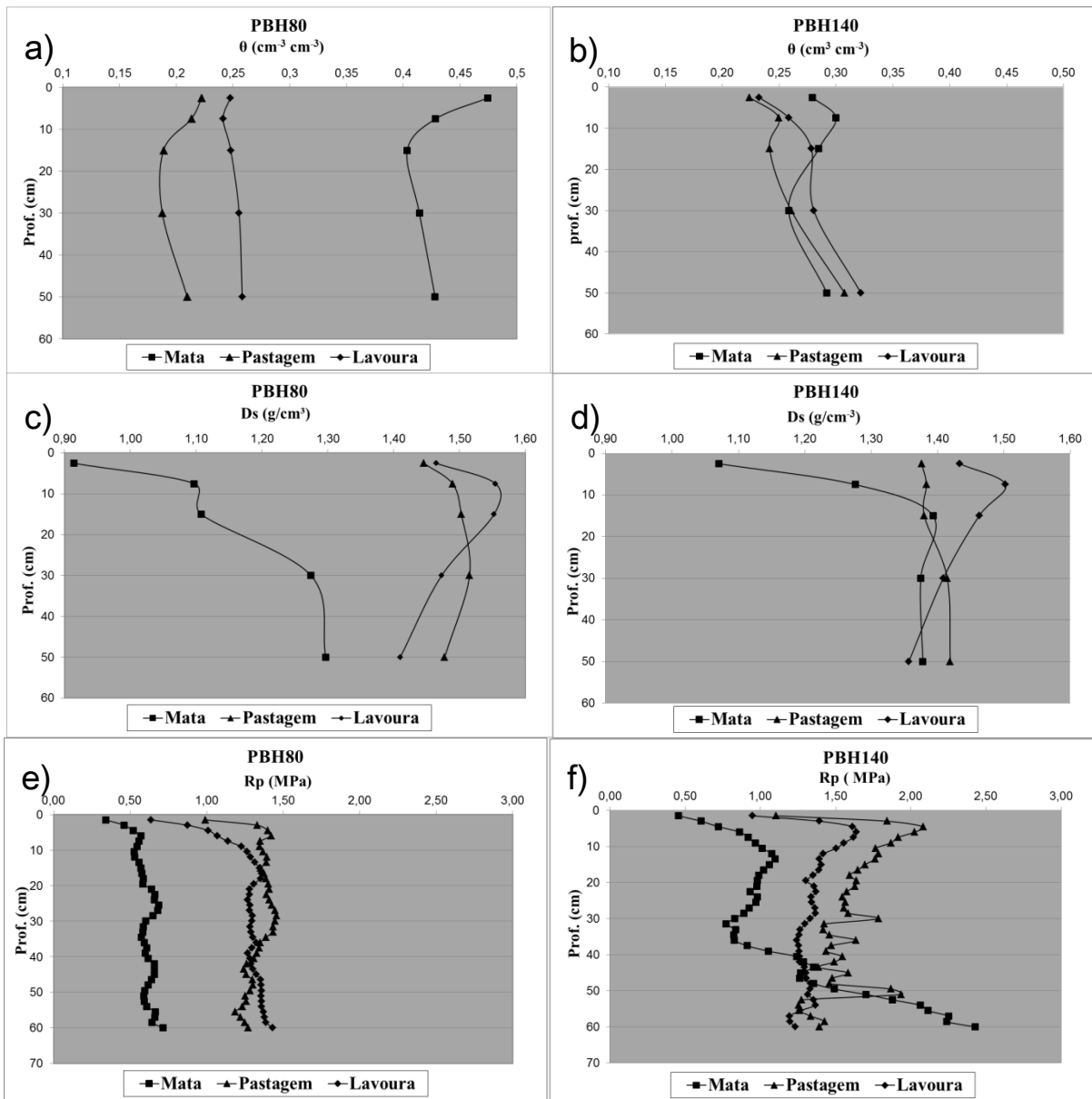


Figura 7 - Médias de umidade volumétrica (θ) a) na PBH₈₀, b) na PBH₁₄₀; densidade do solo (D_s) c) na PBH₈₀, d) na PBH₁₄₀; e resistência do solo à penetração (R_p) no solo na profundidade de 0-60 cm e) na PBH₈₀, f) na PBH₁₄₀, nos diferentes usos do solo em duas PBHs de cabeceira. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos - RS.

Na PBH₁₄₀ o solo da mata possui menor densidade na camada de 0-5 cm e 5-10 cm. No entanto, ao contrário do que acontece na PBH₈₀, em que até os 60 cm a densidade do solo de mata é menor que outros usos (Figura 7d). Nas camadas de solo mais profundas da PBH₁₄₀

(20 a 60 cm), a densidade do solo entre os três usos é similar, variando entre 1,36 a 1,43 g cm⁻³.

O solo com uso de lavoura possui em média menor densidade na camada superficial de 0-5 cm do que na camada de 5-10 cm. Nas camadas abaixo dos 10 cm, a densidade diminui. O comportamento das áreas de lavouras é semelhante nas duas PBHs. Os valores médios de resistência a penetração (RP) nas áreas de mata foram menores do que nos demais usos, em ambas PBHs (Figura 7e, 7f). As áreas de pastagem, em geral, apresentaram tendência de maior resistência à penetração que os solos das áreas de lavoura, na maior parte do perfil avaliado (Figura 7e, 7f).

A condutividade hidráulica do solo saturado, em ambas PBHs apresentou comportamento similar (Tabela 9). Em média, na camada de solo de 0-10 cm, a condutividade hidráulica do solo foi cinco vezes superior nos solos de mata do que nos solos com uso de pastagem, e quinze vezes maior nos solos de mata do que nos solos usados com lavouras. Em valores absolutos, a condutividade hidráulica sempre apresenta maiores índices na PBH₈₀ que na PBH₁₄₀ em todos os usos. Isso poderia se presumir, embora se observe que nas áreas de pastagem a densidade do solo e a resistência à penetração são similares aos solos de lavoura.

Tabela 9 - Condutividade hidráulica do solo saturado da camada 0-10 cm e 10-20 cm, na PBH₈₀ e PBH₁₄₀ em diferentes usos do solo, assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.

Uso	Prof cm	Condutividade hidráulica do solo saturado mm h ⁻¹	
		PBH ₈₀	PBH ₁₄₀
Lavoura	0-10	27,1 ± 28,0	17,6 ± 17,5
	10-20	28,3 ± 26,0	11,0 ± 7,9
Pastagem	0-10	73,2 ± 22,7	44,7 ± 34,5
	10-20	56,2 ± 32,8	5,1 ± 28,0
Mata	0-10	397,1 ± 51,7	268,4 ± 44,4
	10-20	111,3 ± 61,3	63,5 ± 6,7

A resistência dos agregados à desagregação pelo método da gota de água mostrou que na PBH₈₀ existe maior resistência dos agregados a se desagregar que na PBH₁₄₀, e que na PBH₈₀ os solos de lavoura tendem a se desagregar mais facilmente que os solos de pastagem ou de mata. No entanto, na PBH₁₄₀ os solos apresentam desagregação similar entre os diferentes usos.

Tabela 10 - Número de gotas de água para romper agregados de 4-5 mm, no solos da camada 0-10 cm da PBH₈₀ e PBH₁₄₀, Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.

Uso	PBH ₈₀	PBH ₁₄₀
Lavoura	30,6 ± 12,0	24,9 ± 8,9
Pastagem	46,7 ± 20,6	27,9 ± 11,7
Mata	40,8 ± 20,7	20,5 ± 8,9

DISCUSSÃO

Embora o material de origem predominante em ambas PBHs sejam arenitos pertencentes à formação Tupanciretã, a qual é composta por arenitos fluviais friáveis, na PBH₈₀ as coxilhas são mais estreitas e declivosas, permitindo maior lavagem da fração argila em superfície. Já na PBH₁₄₀, os arenitos se encontram aflorando nas margens do curso hídrico (que não são ocupadas por lavouras, mas sim por mata), o que acarreta na perda de sedimento da bacia em função da erosão de margem (CAPOANE, 2011).

A diferença de textura afeta de maneira prática o manejo do solo, como por exemplo, na interpretação química das análises de solo e no momento de realizar a fertilização. De acordo com a textura, a maior parte das lavouras da PBH₁₄₀ (81,3%) se enquadra como classe 3, e o restante (18,7%), na classe 4 de textura, segundo a CFCS RS-SC, (2004). Já na PBH₈₀, a camada do solo amostrada é mais arenosa e, por isso, somente 45,5% das amostras se enquadram na classe 3 e 55,5% das amostras na classe 4.

A porosidade do solo, originária do arranjo das partículas sólidas, é o espaço onde ocorrem os processos dinâmicos do ar e da solução do solo (HILLER, 1970). Os macroporos são os principais responsáveis pela infiltração e circulação rápida da água e pela aeração do solo. Já os microporos são responsáveis pela retenção e distribuição da água. A planta absorve a água desses poros para a sua sobrevivência; à medida em que essa vai se tornando escassa, a planta precisa aplicar um potencial maior para absorvê-la, sendo que uma parte da água que ocupa os microporos é retida nos colóides do solo com uma tensão tal que a planta não consegue retirá-la. Em relação à porosidade do solo, observa-se que ambas as PBHs possuem boa porosidade total, e que grande parte dos poros estão formados por macroporos, o que permite uma boa infiltração de água no solo.

A compactação do solo, que pode ser observada através do aumento da densidade do solo ou da resistência à penetração, acarreta a redução do espaço poroso, principalmente dos macroporos, o que afeta as propriedades físico-hídricas e, conseqüentemente, dificulta o

desenvolvimento das plantas. Os solos das PBHs foram modificados em função da utilização das áreas através do sistema de uso e cultivo do solo. Portanto, a curva de resistência do solo à penetração e a densidade do solo foram modificadas pelos sistema de uso e manejo, resultando em diferentes níveis de compactação, as quais ficaram maiores nas áreas de lavoura.

O solo das PBHs foi modificado em função da utilização das áreas. A densidade crítica para o crescimento radicular em solos com essa composição granulométrica fica próxima a $1,8 \text{ g cm}^{-3}$ (REICHERT et al., 2009). As áreas sob os três usos distintos de solo apresentaram valores médios abaixo deste limite em todas as camadas do solo. Embora do ponto de vista teórico não tenha sido ultrapassado o valor de $1,8 \text{ g cm}^{-3}$, pode observar-se nas PBHs que as raízes das plantas de soja, ao alcançarem 5–7 cm de profundidade, começam a apresentar crescimento lateral, por terem sido impedidas de ultrapassar a camada adensada de solo.

A compactação do solo observada nos usos de lavouras e pastagem perene é característica de áreas de plantio direto com tráfego de máquinas, o qual causa compactação da camada de solo de 5 a 20 cm. Entre os motivos ainda não citados que explicam a maior densidade do solo e resistência a penetração nos solos de lavoura e pastagem, pode-se destacar a baixa fertilidade do solo, o pastoreio intensivo, pouca palha em superfície e, praticamente, a inexistência de rotação de culturas, predominando o cultivo da soja. Essa forma de manejo reduz os estoques de carbono do solo, repercutindo diretamente na maior densidade do solo (PELLEGRINI et al., 2010).

A compactação do solo nas áreas de pastagem pode ser decorrente do menor conteúdo de água no solo, pois, considerando-se todos os pontos amostrados, a diminuição da umidade do solo proporciona aumento na RP. Apesar de que no momento da amostragem os valores de RP não ultrapassava o nível crítico de 2 MPa (REICHERT et al., 2009) em nenhuma das áreas, o incremento de pressão sobre o solo, por efeito do tráfego de máquina nas áreas de lavoura, aumentou a densidade do solo na camada de 5 a 20 cm, em relação às áreas de pastagem. No entanto, é importante salientar que medida da resistência do solo a penetração com o uso de penetrometros não indica necessariamente que o solo esta compactado. As medidas pontuais de RP indicam as condições momentaneas, que dependem da densidade e da umidade do solo. A resposta das plantas esta relacionada ao tempo que elas ficam submetidas a altos valores de RP e da fase do ciclo das culturas onde isso acontece. Mas, se

não faltar água no período, mesmo que o sistema radicular seja superficial, a planta pode não ser afetada pela compactação.

Cabe destacar a influência da densidade do solo na resistência à penetração (RP). Observou-se que quanto maior era a densidade do solo nos pontos de coleta, maior era a RP, indicando que houve redução do espaço poroso e acúmulo da pressão sobre o solo. Observando os dados de todos os pontos amostrados, constatou-se que alguns desses pontos apresentaram valores de densidade do solo maiores que $1,6 \text{ g cm}^{-3}$ em quase toda camada agricultável (0 a 20 cm), aproximando-se muito do nível crítico. A densidade nesse nível pode causar restrições ao crescimento radicular, reduzindo a produtividade das culturas em períodos com déficit hídrico. Bostoluzzi et al. (2014) observaram que comparado com a aplicação de calcário em superfície, a incorporação de cal agrícola até 20 cm aumentou o rendimento da soja em 31%, no entanto, não modificou as propriedades físicas do solo como a resistência à penetração.

Os solos das PBHs em geral se encontram em condição física regular, com boa infiltração de água na camada até 20 cm devido à sua textura, apresentam boa porosidade e ausência de horizonte Bt até os 60 cm de profundidade, permitindo que a água se infiltre com relativa facilidade nas PBHs. Neste contexto, embora ocorra o manejo inadequado do solo (com plantio em sentido do declive, integração lavoura-pecuária mal realizada, e falta de cobertura nas áreas de lavoura), as perdas de solo por erosão são menores do que o esperado.

De qualquer forma, antes de se realizar qualquer investimento em fertilização, deveria-se diminuir as perdas de solo das PBHs, mediante algumas práticas de manejo e conservação. Dentre estas, podemos destacar as práticas mecânicas, como a construção de terraços, e as culturais, como a rotação de culturas e a implantação de adubos verdes de inverno para manter o solo constantemente protegido. E, principalmente, repensar o sistema da integração lavoura-pecuária que foi adotado nas PBHs, o qual elimina qualquer possibilidade de manter alguma cobertura sobre o solo, além de compactá-lo, causando diminuição no rendimento das culturas.

A presença de solos com horizonte Bt (Argisolos) em profundidade (abaixo dos 60 cm) é um problema para as PBHs, pois tem como consequência a presença de dutos de escoamento subsuperficial. Em algumas partes, já ocorreu o colapso do solo, seja naturalmente, ou seja pela pressão exercida pelo tráfego de máquinas agrícolas, ou mesmo pelo pisoteio do gado. Isso acaba gerando voçorocas que canalizam a água de escoamento das lavouras, aumentando ainda mais o problema de erosão superficial.

5.3.3 Mineralogia do solo das PBHs

A mineralogia da fração argila ($< 2 \mu\text{m}$) das amostras do solo que está situado nas partes baixas das bacias (camada 0-10 cm), zonas ocupadas por gleissolos e planossolos, mostra que há predomínio do argilomineral caulinita ($d= 0,715$ e $0,357$ nm), o que é confirmado pelo desaparecimento do reflexo de $0,715\text{nm}$ no difratograma realizado na lâmina aquecida a 550°C (Figura 8).

A presença de vermiculita é confirmada pela presença do reflexo a $1,448$ nm, que é substituído por outro a $d= 1,0$ nm com o aquecimento a 350°C e a 550°C . No entanto, não houve completa formação desse pico, mas sim o aparecimento de uma banda alargada em $d= 1,0$ nm, o que pode estar relacionado com a presença de vermiculita com hidróxi-Al na entrecamada.

Foram observados vestígios da presença de esmectita ($d= 1,5$ nm), pois houve uma expansão para $d= 1,88$ nm quando a amostra foi saturada com glicerol. No entanto, essa expansão não está bem clara, pois foi observada a contração para $d= 1,0$ nm quando a amostra sofreu aquecimento. Também verificou-se no difratograma a presença de illita, correspondente ao reflexo de $d= 1,0$ nm observado com o tratamento normal com Ca, que também aparece em segunda ordem a $d= 0,5$ nm.

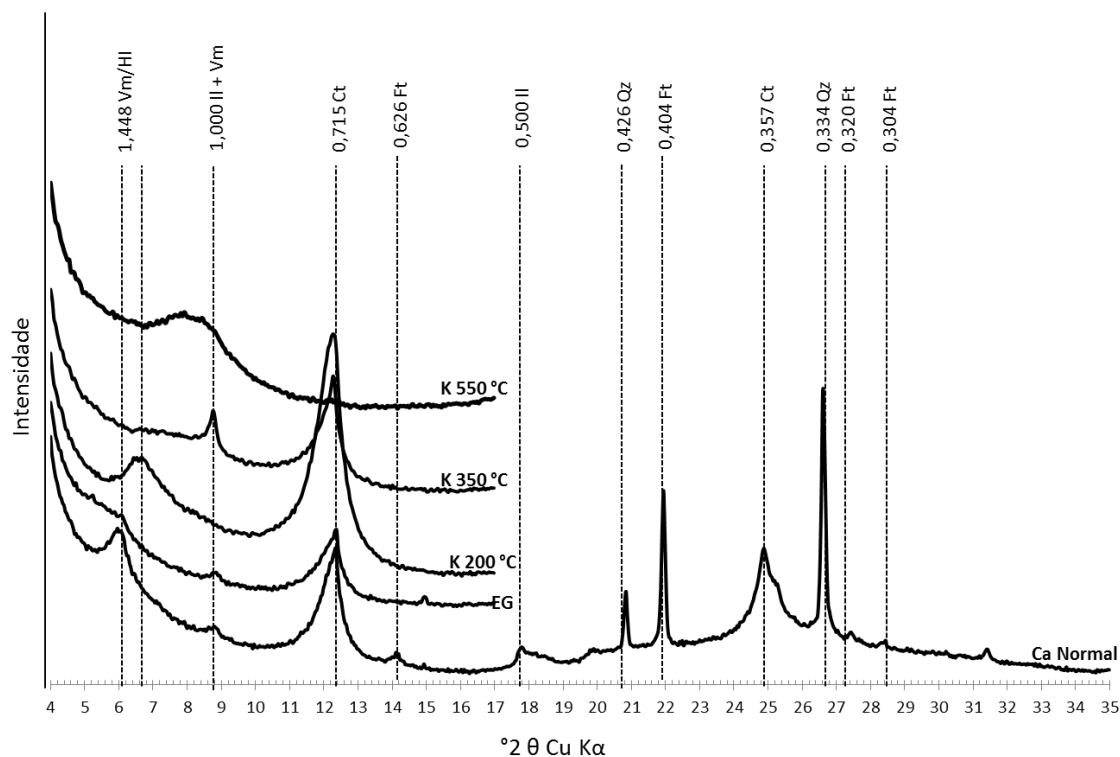


Figura 8 - Difratoograma de raios X (DRX) da fração < 2 μm de solo pertencente à área de baixada, saturado com cálcio (Ca), com etilenoglicol (EG), aquecido a 200 °C (K200°C), 350 °C (K350°C) e 550 °C (K550°C). PBH₈₀, Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS. Vm/Hi (vermiculita/Hidroxi-Al), Il (ilita), Ct (caulinita), Qz (quartzo) e Ft (feldspatos).

Também identificou-se picos com pouca intensidade, que foram caracterizados como típicos do feldspato ($d=0,626\text{ nm}$; $0,404\text{ nm}$; $0,320\text{ nm}$ e $0,304\text{ nm}$). No entanto, este mineral está mais relacionado com a presença de potássio no solo. Foram observados picos de grande intensidade que demonstram a presença de quartzo ($d=0,426\text{ nm}$ e $0,334\text{ nm}$), um mineral que não possui muita atividade de grupo funcionais, por ser bastante cristalino. Este mesmo argilomineral esteve representado na fração silte (dados não apresentados).

A mineralogia da fração argila (< 2 μm) das amostra de solo coletadas na parte de altura média das bacias (Figura 9) e nas partes altas (Figura 10), que são ocupada por argissolos, assim como aquela correspondente às partes baixas, mostra que há predomínio do mineral caulinita ($d=0,715$), confirmada pelo desaparecimento desse reflexo ao aquecer-se a lâmina a 550 °C.

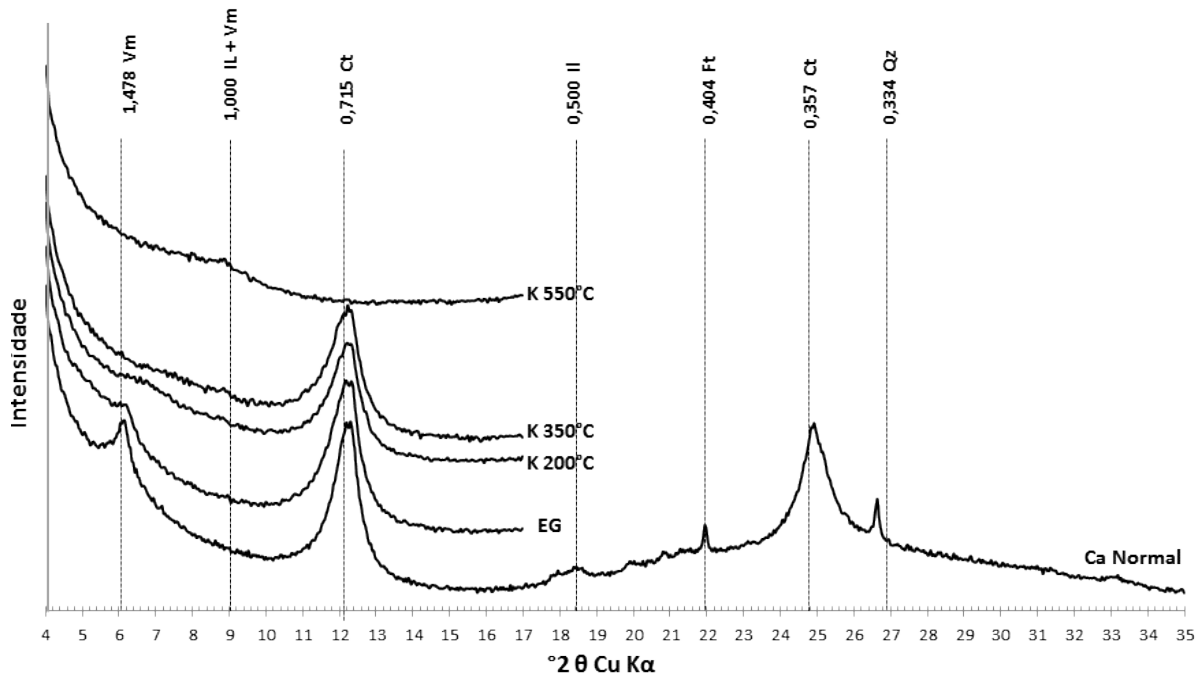


Figura 9 - Difratoograma de raios X (DRX) da fração < 2 μm , do solo da parte média, saturado com cálcio (Ca), com etilenoglicol (EG), aquecido a 200 °C (K200°C), 350 °C (K350°C) e 550 °C (K550°C). PBH₈₀, Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS. Cl (Clorita), Il (ilita), Ct (caulinita), Qz (quartzo) e Ft (feldspato).

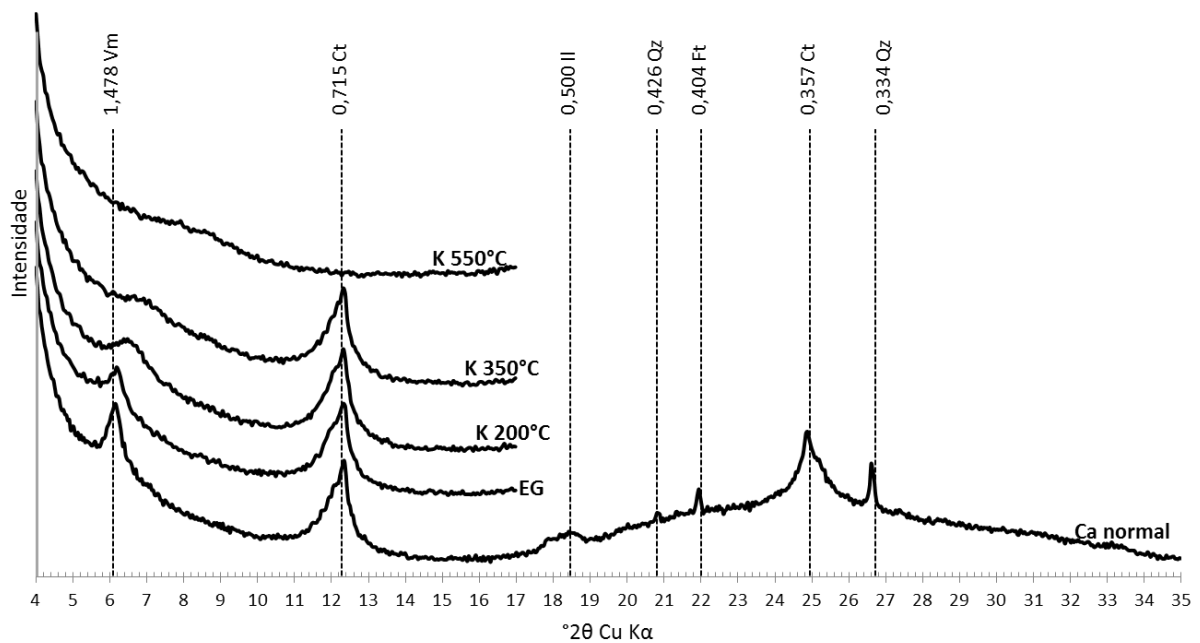


Figura 10 - Difratoograma de raios X (DRX) da fração < 2 μm , do solo da parte alta da bacia, saturado com cálcio (Ca), com etilenoglicol (EG), aquecido a 200 °C (K200°C), 350 °C (K350°C) e 550 °C (K550°C). PBH₈₀, Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS. Vm (Vermiculita), Il (ilita), Ct (caulinita), Qz (quartzo) e Ft (feldspato).

A presença de argilomineral 2:1, vermiculita ou mesmo clorita com capas intermescladas ao acaso, observa-se pela presença do reflexo a 1,478 nm, no solo saturado com Ca. Quando essa amostra foi saturada com etileno glicol, não sofreu alteração; no entanto, colapsou ao aplicar-se temperatura de 550 °C (CASTRO, 1979).

Foram identificados picos com pouca intensidade, caracterizados como feldspato ($d=0,404$ nm), bem como picos de maior intensidade que demonstram a presença de quartzo ($d=0,426$ nm e $0,334$ nm).

Em geral, o solo da camada superficial da parte alta das PBHs apresenta menor variação na sua mineralogia, com presença abundante de caulinita, o que é característico dos solos bem drenados das regiões subtropicais, como os das PBHs em estudo.

DISCUSSÃO

De maneira geral, os solos de várzea das PBHs apresentam em sua composição mineralógica maior variedade de argilominerais do que os solos da parte alta das PBHs, destacando-se a presença de minerais primários, tais como mica e feldspato, além de conteúdo significativo de esmectita, caulinita e vermiculita (KITAGAWA, 1979; MÖLLER, 1979; IRION, 1984; MÖLLER, 1986).

A adsorção de fósforo no solo ocorre nas partículas da fração argila e depende da mineralogia do solo, principalmente da quantidade de óxidos de Fe e Al e da cristalinidade dos argilominerais e dos óxidos. Assim, a composição mineralógica do solo é importante para entender a adsorção de P no solo. É comum observar-se predominância da caulinita em solos formados a partir de rochas ígneas como o basalto e o granito, sendo que esse é o argilomineral preponderante na fração argila da maioria dos solos do Brasil, principalmente naqueles localizados em ambientes tropicais e subtropicais (LACERDA et al., 2001; ALMEIDA et al., 2000; INDA JÚNIOR, 2002).

Solos com o mesmo teor de argila podem ter diferentes capacidades de sorção de P, devido a diferenças em suas composições mineralógicas, sendo muitas vezes inadequada a ideia de que solos com maior teor de argila apresentarão maior sorção de P (BROGGI, 2004). Fox e Searle (1978) sugerem que a adsorção de P nos minerais segue a seguinte ordem decrescente: óxidos amorfos de Fe e Al > óxidos cristalinos de Fe e Al > argilas 1:1 > argilas 2:1. Na caulinita, que é o argilomineral predominante no solo das PBHs, ocorre adsorção específica de fosfato nos sítios dos grupos funcionais que atuam como ácidos de Lewis

(KAMPRATH, 1977; VOLKSWEISS, 1977; RAIJ, 1977). A ligação de argilominerais 1:1 com o fósforo é mais forte do que aquela que ocorre entre o fósforo e os minerais 2:1. O caráter caulínítico em solos com grande quantidade de óxidos de ferro e alumínio pode ajudar a diminuir a adsorção de fósforo nos óxidos de ferro e alumínio nos solos das PBHs, permitindo maior disponibilidade do P. Os solos com alta quantidade de caulinita apresentam menor capacidade de adsorção de P quando comparados aqueles com predomínio de óxidos (KER, 1988). A ligação entre o fósforo e os átomos de alumínio na superfície da caulinita pode ser rompida facilmente, de forma que o fósforo adsorvido à este mineral é considerado lábil (ROLIM NETO et al. 2004; BARBIERI, 2007; KER 1995). Rolim Netto et al. (2004), estudando a adsorção de P em diversos latossolos do Brasil, observou que o aumento do teor de caulinita reduz a capacidade de adsorção de P, dando a entender que o papel desempenhado pela caulinita parece secundário em comparação com os constituintes oxídicos.

A presença de polímeros nas entrecamadas (como o hidróxi-Al na vermiculita) em argilominerais 2:1, impede a total expansão ou contração do mineral (RICH, 1968), o que inibe a sorção de P nesses argilominerais. A vermiculita é frequentemente encontrada em solos com condições restritas de drenagem, resultantes das características ambientais e da granulometria fina dos sedimentos originais, os quais se formaram em condições de intemperismo menos acentuado do que aqueles localizados em solos bem drenados (BRITZKE et al., 2012).

5.3.4 Caracterização química das PBHs

Considerando o perfil do solo na camada de 0-50 cm, observa-se que em ambas PBHs existe maior teor de carbono nos solos de mata, principalmente na camada 0-10 cm, e que esse teor diminui em profundidade. Os solos sob pastagem e lavoura apresentaram menor estoque de carbono (Figura 11a e 11b). O nitrogênio, por ser armazenado na matéria orgânica do solo, apresentou comportamento similar ao do carbono (Figura 11c e 11d). Para o conjunto total dos dados determinou-se a relação C/N, obtendo o valor médio de $11,3 \pm 2,4$.

Quando considerado o teor médio de matéria orgânica (MO) do solo da camada 0-10 cm, este foi classificado como “Baixo” (<2,5%) em 91 e 75% das amostras de solo nas PBH₈₀ e PBH₁₄₀, respectivamente. O restante das amostras de solo se enquadrou como “Médio”, o que corresponde a teores entre 2,5 e 5%.

O valor médio predominante do pH em água do solo na camada de 0-10 cm da PBH₈₀ (5,5) é classificado como “Médio” (pH 5,5 – 6,0), de acordo a CQFS –RS/SC (2004), tendo sido superior ao valor análoga para a PBH₁₄₀ (pH 5,0), este último interpretado como “Muito Baixo” (pH ≤ 5,0) (Tabela 11). No solo da camada de 10-20 cm, o pH médio tende a decrescer em ambas PBHs, sendo considerado “Baixo” (pH 5,1 – 5,4) na PBH₈₀ (5,2) e “Muito Baixo” na PBH₁₄₀ (4,7), de acordo com a CQFS –RS/SC (2004).

Se forem considerados os diferentes usos, constata-se que o pH dos solos da camada de 0-10 cm na PBH₈₀ com uso de mata (5,6) é superior àquele do solo ocupado por lavoura (5,1) e pastagem (5,0). Já na PBH₁₄₀, o pH do solo na camada 0-10 cm sob uso de mata (5,3) é superior aos valores análogos para solos de pastagem (4,9) e lavoura (5,0). O pH do solo da camada de 10 -20 cm da PBH₁₄₀ é inferior àquele da PBH₈₀ (Tabela 11).

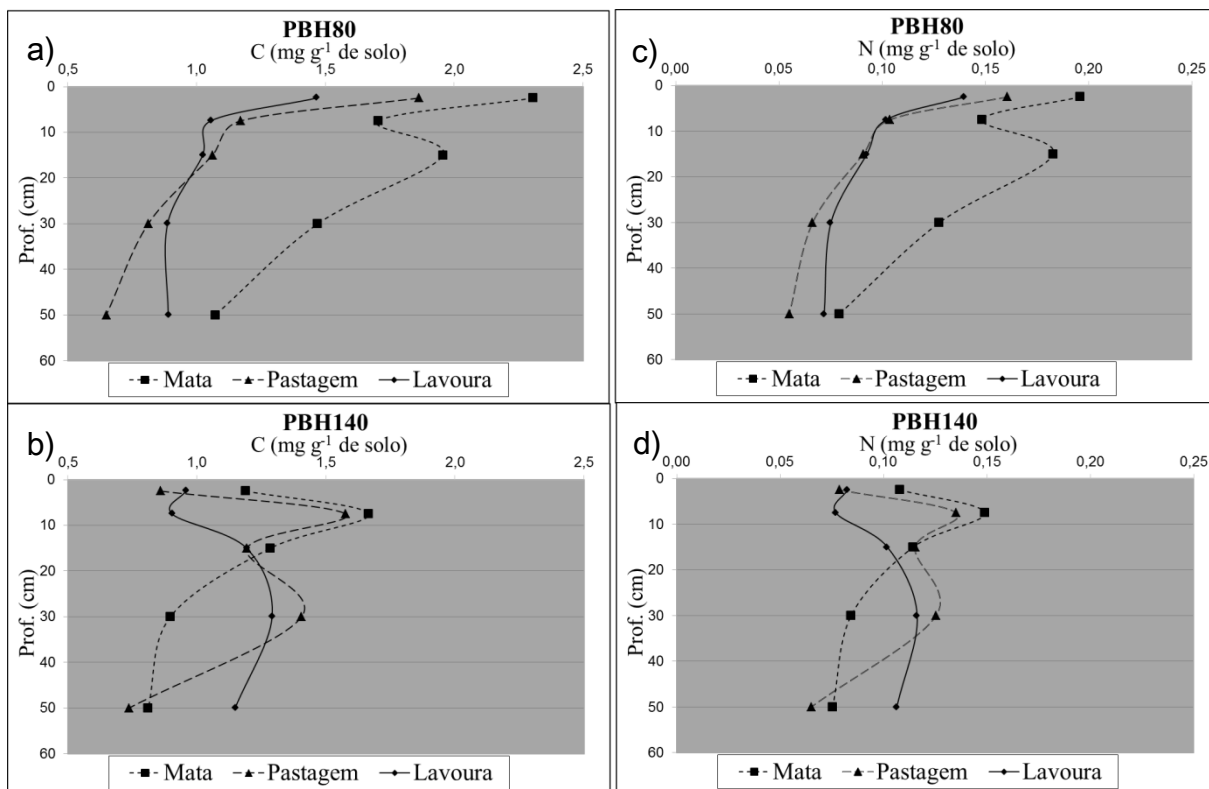


Figura 11 - Teores de carbono (C) a) na PBH₈₀ e b) na PBH₁₄₀; e nitrogênio (N) c) na PBH₈₀ e d) na PBH₁₄₀ no solo da camada de 0-60 cm, nos diferentes usos do solo em duas PBHs de cabeceira. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos, RS.

Tabela 11 - Levantamento das características químicas do solo pH, pH SMP, cálcio (Ca), magnésio (Mg), potássio (K), alumínio (Al), acidez potencial (H+Al), capacidade de troca de cátions efetiva (CTC_{ef}), saturação de alumínio (m), capacidade de troca de cátions potencial (CTC_{pH7}) e saturação de bases (V) das pequenas bacias hidrográficas na camada de 0-20 cm, assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos-RS.

Uso	Prof.	pH	SMP	Ca	Mg	K	Al	H+Al	CTC _{ef}	m	CTC _{pH7}	V
PBH ₈₀												
Mata	0-10	5,6 a ¹ A ²	5,9 aA	6,05 aA	2,58 abA	0,60 aA	0,47 bA	5,05 abA	9,7 aA	6,5 bB	14,8 aA	61,6 aA
	10-20	5,6 aA	5,9 aA	5,81 aA	2,83 aA	0,35 aB	0,78 bA	4,84 bA	9,8 aA	12,1 bA	14,6 aA	58,0 aA
Pastagem	0-10	5,0 bA	5,6 aA	2,20 bA	1,66 bA	0,30 bA	1,23 aA	7,34 aA	5,4 bA	25,0 aB	12,7 aA	31,1 bA
	10-20	5,0 bA	5,5 aA	2,15 bA	1,07bA	0,22 abA	1,49 aA	7,92 aA	4,9 bA	36,6 aA	12,9 aA	27,0 bA
Lavoura	0-10	5,1 bA	5,7 aA	7,19 aA	3,05 aA	0,23 bA	0,51 bB	4,79 bA	11,0 aA	6,4 bB	15,8 aA	66,2 aA
	10-20	5,2 bA	5,7 aA	4,25 abAB	2,46aA	0,18 bA	1,06 abA	7,15 abA	8,0 aA	18,0 bA	15,1 aA	45,3 abA
Média	0-10	5,2 a³A⁴	5,8 aA	6,08 aA	2,72 aA	0,28 aA	0,65 bB	5,33 aA	9,7 aA	10,1 bB	15,1 aA	58,7 aA
	10-20	5,2 aA	5,7 aA	3,99 aB	2,22 aA	0,20 aA	1,12 aA	7,07 aA	7,5 aA	21,1 bA	14,6 aA	42,9 aA
PBH ₁₄₀												
Mata	0-10	5,3 aA	5,9 aA	8,79 aA	2,48 aA	0,27 aA	0,38 bB	5,91 bA	11,9 aA	5,1 bB	17,8 aA	61,5 bA
	10-20	4,8 aA	5,7 aA	3,72 aB	1,94 aA	0,08 aB	1,63 bA	6,76 bA	7,4 aB	24,2 bA	14,1 aA	42,7 aA
Pastagem	0-10	4,9 aA	5,4 aA	4,07 bA	2,36 aA	0,20 aA	2,20 aA	10,95 aA	8,8 aA	25,5 aB	19,8 aA	38,3 aA
	10-20	4,6 aA	5,0 aA	2,02 aB	1,11 aB	0,13 aA	2,98 aA	14,69 aA	6,2 aA	48,5 aA	20,9 aA	16,0 bB
Lavoura	0-10	5,0 aA	5,6 aA	5,14 bA	2,34 aA	0,18 aA	1,21 abB	7,40 abA	8,9 aA	17,7 aB	16,3 aA	47,3 abA
	10-20	4,7 aA	5,4 aA	2,91 aB	1,66 aB	0,11 aA	2,16 abA	9,75 abA	6,8 aA	37,3 aA	16,6 aA	28,7abB
Média	0-10	5,0 aA	5,6 aA	5,52 aA	2,39 aA	0,20 aA	1,29 aB	8,00 aA	9,4 aA	17,0 aB	17,4 aA	47,8 aA
	10-20	4,7 bA	5,3 aA	2,72 aB	1,54 aB	0,11 bB	2,27 bA	10,44 aA	6,6 aA	38,4 aA	17,1 aA	27,4 bB

(1) Letras minúsculas iguais, nas colunas, não diferem entre si pelo teste de Tukey, 0,05 nos solos das mesmas camadas nos diferentes usos dentro de cada pequena bacia hidrográfica.

(2) Letras maiúsculas iguais, nas colunas, não diferem entre si pelo teste de Tukey, 0,05 nos solos das camadas de 0-10 cm e 10-20 cm dentro de cada uso, em cada pequena bacia hidrográfica.

(3) Letras minúsculas iguais, nas colunas, não diferem entre si pelo teste de Tukey, 0,05 nos solos das mesmas camadas entre pequenas bacias hidrográficas.

(4) Letras maiúsculas iguais, nas colunas, não diferem entre si pelo teste de Tukey, 0,05 nos solos das camadas de 0-10 cm e 10-20 cm dentro de cada pequena bacia hidrográfica.

Os valores de pH_{SMP} dos solos na camada de 0-10 cm foram similares na PBH₈₀ (5,8) e na PBH₁₄₀ (5,6). Na PBH₈₀, os solos com uso de mata, pastagem e lavoura apresentaram pH_{SMP} similares (5,9; 5,9 e 5,7, respectivamente). Já na PBH₁₄₀, o pH_{SMP} do solo ocupado por mata (5,9) foi numericamente superior aos solos da camada 0-10 cm com uso de pastagem (5,4) e de lavoura (5,6), os quais apresentaram tendência a serem inferiores aos valores análogos dos solos com os mesmos usos da PBH₈₀ (Tabela 11).

Em relação ao teor de Cálcio (Ca), na PBH₈₀ há em média 6,01 e 3,99 $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ de Ca e na PBH₁₄₀ 5,52 e 2,72 $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ de Ca, na camada de 0-10 e 10-20, respectivamente (Tabela 11). O teor de Ca na PBH₈₀, em ambas as camadas é classificado como “Alto” ($\text{Ca}^{+2} > 4,0 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$), enquanto que na PBH₁₄₀ o teor de Ca na camada de 0-10 cm e 10-20 cm é classificado como “Alto” ($\text{Ca}^{+2} > 4,0 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$) e “Médio” ($\text{Ca}^{+2} 2,1 - 4,0 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$), respectivamente de acordo com a interpretação da CQFS –RS/SC (2004).

Quando observa-se o uso do solo, constata-se que na PBH₈₀ o solo é ocupado por mata e por lavoura, apresentando em média teores “Alto” de Ca em ambas camadas (0-10 cm e 10-20 cm). Já os solos ocupados por pastagem apresentam teores “Médios” de Ca nas duas camadas. Na PBH₁₄₀, a camada de solo de 0-10 cm, em seus três usos apresentou valores de Ca classificado como “Alto” e na camada de 10-20 cm, correspondentes a teores “Médios” de Ca (Tabela 11).

Em relação ao Magnésio (Mg) observa-se que em ambas PBHs, em todos os usos e nas duas camadas de solo, em média os teores de Mg são classificados como “Alto” ($\text{Mg}^{+2} > 1,0 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$) segundo a CQFS –RS/SC (2004). No entanto verificou-se que na camada 0-10 cm, os teores de Mg apresentam tendência a serem superiores àqueles da camada de 10-20 cm (Tabela 11).

O nível de Potássio (K) no solo da camada amostrada nas duas PBH é bastante elevado. Na PBH₈₀ constatou-se que na camada 0-10 cm, em média há 0,28 $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ de K^+ , sendo que 60% das amostras da camada 0-10 cm foram classificadas como “Alto” ou “Muito alto” e o restante (40%), como “Médio”. Já na camada de solo de 10 - 20 cm, o teor médio foi de 0,20 $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ de K^+ , sendo que 45% das amostras foram classificadas como “Alto” ou “Muito alto”, 45% como “Médio” e 10% das amostras, como “Baixo” (Tabela 11).

Na PBH₁₄₀, o teor médio de K^+ na camada 0-10 cm e 10-20 cm foi de 0,20 e 0,11 $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$, respectivamente. Na camada superficial, 46% das amostras apresentaram teores “Alto” ou “Muito alto” e 60%, teores “Médios”. Já na camada de solo de 10-20 cm somente

7% das amostras apresentaram valores “Muito altos” de K^+ ; 17% apresentaram um valor considerado “Alto”; 17% um teor “Médio” e 60%, valores considerados como “Baixos”. Em geral, os solos de mata e de lavouras apresentaram maior teor de K^+ do que os solos de pastagem, tanto na camada de 0-10 cm quanto na de 10-20 cm (Tabela 11).

O teor médio de Alumínio (Al) no solo da camada de 0-10 cm e 10-20 cm foi de 0,65 e 1,12 $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$ na PBH₈₀ e de 1,29 e 2,27 $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$ na PBH₁₄₀, respectivamente. Quando observados em relação ao tipo de uso do solo, constatou-se que em ambas as PBHs tanto na camada 0-10 cm, quanto na camada 10-20 cm, os solos de pastagem apresentam os maiores teores de Al^{+3} , e os solos de mata apresentam os menores teores (Tabela 11).

Considerando-se a saturação de Al^{+3} (m%) das amostras de solo, pode-se constatar que na camada de solo de 0-10 cm a PBH₈₀ e PBH₁₄₀ apresentaram saturação de Al^{+3} médio de 10,1% e 17,0%, respectivamente (Tabela 11), ambos interpretados como “Médio” (m 10,1 - 20%) de acordo a CQFS –RS/SC (2004). Na camada de 10-20 cm, a saturação de Al^{+3} é de 21,1% e 38,4%, respectivamente, o que é classificado como “Alto” (m >20%) de acordo a CQFS–RS/SC (2004). Na PBH₈₀, 20 e 25% das amostras apresentaram teor de Al^{+3} classificados como “Médio” e “Alto”, respectivamente. Na PBH₁₄₀, 26,7 e 36,7% das amostras apresentou saturação por Al^{+3} classificada como “Médio” e “Alto”, respectivamente.

De acordo com o uso do solo na PBH₈₀, nos solos da camada de 0-10 cm com uso de mata, pastagem e lavoura, a saturação de Al^{+3} é de 6,5 (Baixo); 25,0 (Alto) e 6,4% (Baixo), respectivamente. No entanto, na camada de solo de 10-20 cm esse valor aumenta na mata para 12,1%; na pastagem para 36,% e na lavoura para 18,0% (Tabela 11). Já na PBH₁₄₀, observa-se que a porcentagem de saturação de alumínio na camada de 0-10 cm e de 10-20 cm é de 5,1 e 24,2%; 25,5 e 48,5% e 17,7 e 37,3% nos solos com uso de mata, pastagem e lavoura, respectivamente. Portanto, na camada 0-10 cm, a PBH₁₄₀ possui saturação de alumínio similar àquela da PBH₈₀ na mata e na pastagem e uma maior saturação de alumínio nos solos de lavouras. No entanto, na camada 10-20 cm, a saturação de alumínio é maior na PBH₁₄₀ em todos os usos.

Com base nos critérios estabelecidos pela CQFS–RS/SC (2004), a capacidade de troca de cátions efetiva (CTC_{ef}) foi classificada como “Média” (5-15 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$) em 80,0% e 83,3% das amostras de solo na PBH₈₀ e PBH₁₄₀, respectivamente, como “Alta” (<15 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$) em 10% das amostras na PBH₈₀ e 10% amostras na PBH₁₄₀, e como “Baixa” (<5 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$) em 10% das amostras na PBH₈₀ e 6,7% das amostras na PBH₁₄₀ (Tabela 11). Quando se consideram os usos nas diferentes PBHs, observa-se que na PBH₈₀ as amostras classificadas

como de “Baixa” CTC_{ef} localizam-se nas pastagens, enquanto que aquelas com “alta” CTC_{ef} estão situadas nas áreas de lavouras. Por outro lado, na PBH₁₄₀ observa-se que 2/3 dos pontos classificados como de “alta” CTC_{ef} se localizam na mata e 1/3 deles, na área de lavoura, enquanto que a metade dos pontos de “baixa” CTC_{ef} estão situados na mata e a outra metade, na área de lavoura (Tabela 11).

A capacidade de troca de cátions a pH 7 (CTC_{pH7}) na PBH₈₀ e na PBH₁₄₀ apresentou teores classificados como “Alto” ($>15 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$) em 45% e 56,7% das amostras de solo, e como “Médio” (5 e $15 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$) em 55% e 43,3% das amostras de solo (Tabela 11). Isso mostra que não existe muita acidez potencial nesses solos, o que é decorrente da baixa quantidade de argila apresentada pelos solos da bacia.

No que se refere à saturação por bases (V), observa-se que na PBH₈₀ os valores médios encontrados foram de 58,7% e 42,9% nas camadas de 0-10 cm e 10-20 cm, respectivamente, sendo que o valor de V foi classificado como “Baixo” e “Muito baixo”, respectivamente, de acordo com a CQFS–RS/SC (2004). Na PBH₁₄₀, para a camada de solo de 0-10 cm e 10-20 cm, o teor de V foi de 47,8% e 27,4%, enquadrando-se como “Baixo” e “Muito baixo”, respectivamente. No entanto, embora em ambas as bacias, o teor de V se enquadre de forma similar, observa-se que na PBH₁₄₀, ele é bem inferior àquele da PBH₈₀ (Tabela 11).

Quando considerado os tipos de uso do solo, observa-se que na camada de 0-10 cm e 10 a 20 cm na PBH₈₀ o solo que é coberto por mata apresenta V de 61,6% (Baixa) (CTC 45-64%) e 58,0% (Baixa); o solo ocupado por pastagem possui V de 31,1% e 27,0%, e em ambas as camadas a saturação por bases é classificada como “Muito baixa” ($CTC < 45\%$). No solo ocupado por lavouras, as camadas de 0-10 cm e 10 a 20 cm apresentam V de 66,2% e 45,3%, classificadas como “Média” e Baixa”, respectivamente. (Tabela 11).

Na PBH₁₄₀ os solos de mata apresentaram teores de V correspondentes a 61,5% (Baixa) e 42,7% (Muito baixa) na camada de 0-10 e 10-20 cm, respectivamente, enquanto que os valores análogos para os solos de pastagem são 38,3% e 16,0%. Esses teores de V em ambas as camadas são classificados como “Muito baixos”. Já para os solos de lavoura, os teores de saturação por bases foram de 47,3 e 28,7, respectivamente, sendo classificados como “Baixo” e “Muito baixo”, respectivamente. Os solos de mata e pastagem de ambas as PBHs apresentaram valores de V similares, enquanto que o teor de V nas áreas de lavouras da PBH₁₄₀ foi inferior ao valor análogo encontrado na PBH₈₀.

DISCUSSÃO

Vários fatores podem interferir no balanço de carbono do solo, sendo os principais o tipo de vegetação, o relevo, o microclima, o uso e o manejo do solo. Assim, esses fatores são responsáveis pelo estoque total de carbono e nitrogênio nas PBHs e determinam sua grande variabilidade espacial.

O maior teor de carbono e nitrogênio nas matas se caracteriza pelas diferentes formas de adição que prevalecem nas áreas de mata, seja por maior aporte de resíduos da própria vegetação, seja pelo incremento de matéria orgânica e resíduos oriundos das lavouras e pastagens. Outro fator que torna o balanço positivo, é a menor taxa de decomposição. Isso ocorre principalmente no solo da PBH₈₀, pois a maior parte da mata se encontra em áreas com ambiente ocupado por solos hidromórficos, dificultando a decomposição da matéria orgânica.

O que se observa geralmente nos solos de mata é a estratificação de diferentes tipos de materiais; assim, o teor médio de carbono da camada 5 -10 cm na PBH₈₀ e de 10-20 cm na PBH₁₄₀ apresentam menor teor de carbono que a camada inferior nesses pontos. Isso ocorre por tratar-se de uma camada que sofreu deposição de sedimentos arenosos, conforme foi possível observar no momento da coleta. Porém, como a mata ciliar era estreita e com meandros não havia outros pontos que favorecessem a coleta.

Nas culturas anuais ocorre o predomínio da soja. No entanto, observou-se baixo conteúdo de carbono no perfil quando comparado às pastagens permanentes, as quais de certa maneira, se encontram degradadas. As áreas utilizadas com a soja, apesar de serem cultivadas sob monocultivo em sucessão de pastagens de azevém no inverno, estão localizadas sobre solos mais aptos para o cultivo, selecionados pelos agricultores em função do relevo e de outros fatores. Essas áreas são mais planas, diminuindo as perdas por erosão, de modo que devem ter acumulado mais carbono no solo. Além disso, a adoção do plantio direto sob campo nativo, sem passar pelo sistema convencional, deve ter contribuído para a manutenção do estoque de carbono no solo.

Era de se esperar que sob a pastagem houvesse maior conteúdo total de carbono do que aquele presente atualmente. Isso porque grande parte das pastagens se encontra em áreas com alta umidade do solo, e até em ambientes com saturação ocasional ou permanente de água, principalmente na PBH₈₀. Um dos motivos de se apresentar baixa quantidade de carbono nas áreas de pastagem é que nelas quase a totalidade da massa verde é retirada, restando pouco resíduo, reduzindo assim a entrada de carbono, e tendo como resultado o

balanço negativo. Além disso, grande parte dessas áreas está posicionada em meia encosta, onde, naturalmente, há pouco incremento de carbono. Porém, se for considerado que estes solos possuem baixo teor de argila (não mais do que 30%), e que a matéria orgânica estável do solo depende da proteção física e química por parte da argila, os valores de MO, ainda que classificados como “baixos”, não estão tão ruins, já que o menor teor de MO foi de 1,8%.

Em relação ao pH, os resultados são preocupantes do ponto de vista da produção, pois solos ácidos como os das PBHs, além de permitirem que o P aplicado como fertilizante reaja com os grupos funcionais reativos dos óxidos de Fe e Al encontrados no solo, necessariamente apresentam também Al^{+3} , que é tóxico às plantas. Como pode-se observar nas PBHs, a saturação de alumínio nas áreas de lavoura e de pastagem, na camada de solo de 0-10 e principalmente na de 10 -20 cm, está em quantidade suficiente para causar prejuízo às culturas. Somando-se isso à compactação do solo identificada na camada de 7-15 cm, possivelmente estão ocorrendo perdas de grande quantidade de solo por efeito da baixa produção de matéria orgânica e cobertura sobre o solo que impediria o impacto da gota de chuva, e aumentasse a infiltração do solo.

O teor de matéria orgânica e o pH do solo afetam a disponibilidade de P, tanto que existem trabalhos no RS onde se recomenda classificar a disponibilidade de P para os cultivos de acordo com o pH e com o teor de MO do solo (BORTOLON, 2009)

De acordo com os resultados dos parâmetros químicos obtidos, pode-se observar que, embora os agricultores assentados nas PBHs, em algum momento durante os últimos 15 anos tenham aplicado sub doses de calcário no solo das lavouras, e que anualmente realizem fertilizações na semeadura da cultura de verão com aplicação de cal filler (calcário com alto poder de neutralização e grande área superficial específica por ter granulometria fina) em dose de 50 -100 kg ha⁻¹, esses agricultores estão adotando práticas equivocadas em relação à definição das doses e à forma de aplicação dos fertilizantes.

Se levarmos em conta o baixo pH das amostras de solo das PBHs e a alta saturação de Al, a primeira medida a ser tomada sob o ponto de vista de fertilização é a aplicação de calcário, de acordo ao preconizado pelo CQFS-RS/SC, 2004. Considerando que os solos das lavouras dessas PBHs encontram-se bastante adensados, principalmente na camada de solo de 5-7 cm, seria conveniente utilizar a dose de calcário recomendada de 1 SMP para elevar o pH a 6,0, incorporando-o ao solo. Nesse caso, observa-se que a maior parte das áreas de lavoura e pastagem necessita a aplicação de 2 a 4 t ha⁻¹.

O K, com teores excessivos no solo das PBHs, além de vir sendo aplicado em dose superior a necessária, também é feito de forma incorreta, pois grande parte dele é aplicado a lanço 50 dias após a semeadura da soja. A aplicação de K deveria ser diminuída em muitos casos, e ser realizada no momento da semeadura da soja, já que esta cultura é a principal fonte de renda da maioria dos agricultores, embora em algumas propriedades o leite seja a principal fonte de renda dos assentados. O resultado desta prática de adubação inadequada é o desperdício de recursos (que poderia ser utilizado em um bom planejamento de adubação), e a baixa produtividade das culturas, o que também ocasiona a baixa cobertura de solo. Esta última é agravada ainda mais pelo pastejo animal realizado nas lavouras das PBHs ao final do ciclo de verão, nas restevas dessas culturas, ou nas plantas de cobertura (aveia e azevém).

Os solos de pastagem possuem menor saturação de bases, pois estes solos além de se encontrarem nas partes mais baixas da PBH, nunca receberam calagem ou adubação que lhes permitisse aumentar o teor de bases.

5.3.5 Fósforo disponível no solo

Foi constatado que o teor médio de P disponível no solo nas partículas de solo menores que 2 mm das PBHs apresenta-se em níveis “Baixo” e “Muito baixo”. Na PBH₈₀, o teor médio de P extraído por resina trocadora de ânions foi de 7,3 mg kg⁻¹ de P, sendo que os solos de lavoura, pastagem e mata apresentaram valores médios de 7,0; 8,2 e 8,7 mg kg⁻¹ de P, respectivamente (Tabela 12).

Tabela 12 - Teor de fósforo em partículas menores a 2 mm, da camada de 0 -10 cm da PBH₈₀ e PBH₁₄₀. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.

Uso	PBH ₈₀	PBH ₁₄₀
 P (mg kg ⁻¹)	
Lavoura	7,0 ^{ns}	7,3 ^{ns}
Pastagem	8,2	7,5
Mata	8,7	6,9

ns: não significativo.

O mesmo padrão observou-se na PBH₁₄₀, onde o teor médio de P da camada 0-10 cm do solo apresentou 7,3 mg kg⁻¹, e as áreas de lavoura, pastagem e mata apresentaram valores médios de 7,5; 6,9 e 7,3 mg kg⁻¹ de P, respectivamente.

DISCUSSÃO

Observa-se que nas PBHs, além do baixo pH do solo e da presença de camada adensada de solo, também há baixa disponibilidade de P, um dos nutrientes mais limitantes à produtividade das culturas e que não está sendo aplicado em dose suficiente nas lavouras.

Quando consideradas somente as áreas de lavouras, onde deveria haver maior teor de P devido à fertilização fosfatada, observa-se que de acordo com o teor médio de P no solo da camada de 0-10 cm, na PBH₁₄₀, 56,3% das amostras foram classificadas como tendo teor “Muito baixo”, 25% como “Baixo” e 18,7% como “Médio”. Se a classe “Médio” for considerada como sendo o nível de suficiência para as plantas, pode-se observar que menos de 20% das lavouras amostradas apresentaram teores suficientes de P disponível às plantas. Na PBH₈₀, os níveis de P na camada de solo amostrada seguem o mesmo problema, inclusive sendo até um pouco piores. Nesta, 63,6% das lavouras apresentam níveis de P classificados como “Muito baixo”, 18,2% como “Baixo” e 18,2% como “Médio” (dados não apresentados).

5.3.6 Fracionamento do P no solo

Os teores de P das partículas menores que 63 μm , extraídos por resina $P_{(RTA)}$ na PBH₈₀ são inferiores àqueles extraídos na PBH₁₄₀. De acordo com a quantidade de $P_{(RTA)}$ na PBH₈₀, esta seria classificado como “Médio” (10,1-20 mg kg^{-1} de P_2O_5) pela CQFS-RS/SC (2004), sendo semelhantes os valores médios desse parâmetro entre os três usos do solo. Na PBH₁₄₀, o teor de P seria classificado como “Alto” (20,1-40 mg kg^{-1} de P_2O_5) pela CQFS-RS/SC (2004), e os valores médios entre os três usos do solo são semelhantes. No entanto, observa-se que tanto na PBH₈₀ quanto na PBH₁₄₀, os valores de $P_{(RTA)}$ obtidos nos solos de diferentes usos dentro da mesma PBH são similares. Considerando os diferentes usos, na PBH₈₀ o $P_{(RTA)}$ representa entre 1,5 a 2,6% do total de P extraído e na PBH₁₄₀ entre 3,9 e 4,9 %.

Os valores de $P_{i(BIC)}$ das duas PBHs são similares (14,3 e 14,0 mg kg^{-1} na PBH₈₀ e PBH₁₄₀, respectivamente). No entanto, o $P_{o(BIC)}$ é superior na PBH₁₄₀ (40,2 mg kg^{-1}) em relação à PBH₈₀ (19,0 mg kg^{-1}) (Tabela 13). Dentro da fração extraída por NaHCO_3 ($P_{(BIC)}$), a maior parte do fósforo está na forma orgânica ($P_{o(BIC)}$), sendo que na PBH₈₀ ela representa 57% do $P_{(BIC)}$ total, e nos solos de mata, pastagem e lavoura o $P_{o(BIC)}$ representa 58, 60 e 52% do $P_{(BIC)}$ total, respectivamente. Na PBH₁₄₀, o $P_{o(BIC)}$ representa 74% do $P_{(BIC)}$ total, sendo maior do que na PBH₈₀, tanto em valores absolutos (Tabela 13), quanto em porcentagem. Na

PBH₁₄₀, a forma orgânica presente nos solos de mata, pastagem e lavoura representa 72, 81 e 75% do P_(BIC) total, respectivamente.

Na PBH₈₀, o solo de mata apresenta maior teor de Pi_(BIC) (19,6 mg kg⁻¹) do que os solos de lavoura (13,2 mg kg⁻¹) e pastagem (13,0 mg kg⁻¹). Assim como o Pi_(BIC), o Po_(BIC) é maior no solo de mata (24,1 mg kg⁻¹) do que no solo de lavoura (18,1 mg kg⁻¹). O solo usado para pastagem (18,8 mg kg⁻¹) apresenta valores intermediários, similares àqueles dos solos dos demais usos.

Na PBH₁₄₀, os solos de mata e lavoura apresentam maior teor de Pi_(BIC) (17,5 e 14,7 mg kg⁻¹, respectivamente) do que os solos de pastagem (10,5 mg kg⁻¹). Já os valores de Po_(BIC) são similares para os três usos do solo (Tabela 13).

O P_(BIC) representa 4,8 e 8,3% do total de P extraído pelo fracionamento na PBH₈₀ e PBH₁₄₀, respectivamente, sendo que na PBH₈₀ para os solos com usos de lavoura, pastagem e mata esse parâmetro representa 4,3, 5,6 e 5,6%, respectivamente. Na PBH₁₄₀, a porcentagem de P_(BIC) é de 7,8, 10,3 e 13% nos solos com uso de lavoura, pastagem e mata, respectivamente.

Os valores de P_(NaOH 0,1M) médio, tanto orgânico como inorgânico, são similares entre as duas PBHs. Em ambas PBHs, a maior parte do P_(NaOH 0,1M) se encontra na forma orgânica: 51,8 e 54,8%, respectivamente, para PBH₈₀ e PBH₁₄₀. Quando são comparados os diferentes usos entre as PBHs, observa-se que apenas no uso de lavoura o Po_(NaOH 0,1) é superior na PBH₈₀ (85,3 mg kg⁻¹) em relação à PBH₁₄₀ (68,6 mg kg⁻¹). Nos demais usos, tanto os teores de Pi_(NaOH 0,1M) quanto os de Po_(NaOH 0,1M) são similar entre os diferentes usos e entre as PBHs. Na PBH₈₀, o Pi_(NaOH 0,1M) foi superior no solo de lavoura (105,6 mg kg⁻¹) enquanto que o P_(NaOH 0,1M) foi maior no solo de mata (119,1 mg kg⁻¹) em relação aos outros usos. Na PBH₁₄₀, o Pi_(NaOH 0,1M) no solo utilizado em lavoura (112,5 mg kg⁻¹) foi superior àquele do solo de pastagem (58,0 mg kg⁻¹); o solo de mata apresentou valores intermediários àqueles observados nos solos com esses dois usos (84,5 mg kg⁻¹).

Tabela 13 - Frações de fósforo extraídas pelos extratores resina trocadora de ânions (RTA), NaHCO_3 0,5 mol L^{-1} , NaOH 0,1; 0,5 mol L^{-1} , HCl 1 mol L^{-1} e $\text{H}_2\text{SO}_4 + \text{H}_2\text{O}_2$ em partícula de solos < 63 μm , com diferentes usos na PBH₈₀ e PBH₁₄₀ assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.

USO	RTA	NaHCO_3		NaOH 0,1 M		HCl	NaOH 0,5 M		$\text{H}_2\text{SO}_4 + \text{H}_2\text{O}_2$	
		Pi	Po	Pi	Po		Pi	Po		
..... mg kg^{-1}										
PBH₈₀										
Lavoura	12,5 aB	13,2 bA	18,1 bB (58)	105,6 aA	85,3 bA(45)	64,2 bA	69,9 aA	138,5 aA (66)	228,5 aA	
Pastagem	12,0 aB	13,0 bA	18,8 abB (50)	73,1 bA	69,2 bA(49)	35,3 cA	43,6 bA	105,3 bA (71)	193,5 bA	
Mata	12,4 aB	19,6 aA	24,1 aB (55)	77,4 bA	119,1 aA(61)	118,0 aA	54,0 abA	139,6 aA (72)	218,5 abA	
Média	12,3 B	14,3 A	19,0 B (57)	91,5 A	85,1 A (48,2)	62,9 A	69,5 A	128,4 A (65)	216,3 A	
PBH₁₄₀										
Lavoura	27,3 aA	14,7 aA	37,0 aA (72)	112,5 aA	68,6 bB (38)	29,2 bB	62,6 aA	79,9 aB (56)	231,6 aA	
Pastagem	20,6 aA	10,5 bA	43,9 aA (81)	58,0 bA	93,2 aA (62)	10,7 bA	31,2 bA	80,6 aA (72)	180,1 bA	
Mata	33,7 aA	17,5 aA	51,4 aA (75)	84,5 abA	120,2 aA (59)	65,1 aB	52,1 abA	114,5 aA (69)	226,2 abA	
Média	26,6 A	14,0 A	40,2 A (74)	97,2 A	80,1 A (45,2)	29,4 B	54,5 A	84,2 B (61)	219,6 A	

(1) Médias minúsculas seguidas de letras iguais, nas colunas, não diferem entre si pelo teste de Tukey <0,05 nos diferentes usos dentro da bacia hidrográfica.

(2) Médias maiúsculas seguidas de letras iguais, nas colunas, não diferem entre si pelo teste de Tukey < 0,05 nos diferentes usos entre bacias hidrográficas.

(3) Valores entre () representa % de Po frente ao total de determinada fração.

Já o $P_{i(\text{NaOH } 0,1\text{M})}$ foi superior nos solos ocupados por mata (120,2 mg kg⁻¹) e pastagem (93,2 mg kg⁻¹) em relação àqueles utilizados em lavoura (68,6 mg kg⁻¹) (Tabela 13).

O $P_{i(\text{NaOH } 0,5\text{M})}$ médio foi similar entre ambas PBHs. No entanto, o $P_{o(\text{NaOH } 0,5\text{M})}$ médio na PBH₈₀ (128,4 mg kg⁻¹) foi superior ao encontrado na PBH₁₄₀ (84,2 mg kg⁻¹). Quando são comparados os diferentes usos entre as PBHs, constata-se que somente o P_o do solo utilizado em lavoura na PBH₈₀ (138,5 mg kg⁻¹) é superior àquele do solo utilizado em lavoura na PBH₁₄₀ (79,9 mg kg⁻¹). Os demais usos apresentam valores similares tanto de $P_{i(\text{NaOH } 0,5\text{M})}$ quanto de $P_{o(\text{NaOH } 0,5\text{M})}$, em ambas as PBHs. Em geral, os solos utilizados em pastagem apresentaram menores teores de $P_{(\text{NaOH } 0,5\text{M})}$, tanto na PBH₈₀ como na PBH₁₄₀.

A quantidade de P extraído por NaOH ($\text{NaOH } 0,1\text{M} + \text{NaOH } 0,5\text{M}$) representa mais de 50% do total do P extraído pelo fracionamento em ambas PBHs. Considerando as extrações com NaOH 0,1 e 0,5 M, constata-se que na extração por NaOH 0,1 M foi extraída uma maior quantidade de P_i do que na extração por NaOH 0,5 M (Tabela 13).

A fração de P extraído pelo extrator HCl é superior na PBH₈₀ (62,9 mg kg⁻¹) em comparação com o valor análogo da PBH₁₄₀ (29,4 mg kg⁻¹) (Tabela 13). Considerando os diferentes usos, em ambas as PBHs constata-se que o $P_{(\text{HCl})}$ é maior na PBH₈₀ do que na PBH₁₄₀, tanto nos solos ocupados por lavoura quanto naqueles ocupados por mata. Nos solos ocupados por pastagem, os teores de $P_{(\text{HCl})}$ são similares estatisticamente. No entanto, existe tendência de haver um maior teor de $P_{(\text{HCl})}$ na PBH₈₀ (35,3 mg kg⁻¹) do que na PBH₁₄₀ (10,3 mg kg⁻¹), pois existe três vezes mais $P_{(\text{HCl})}$ na primeira PBH.

Na PBH₈₀, observa-se que o maior teor de $P_{(\text{HCl})}$ se encontra no solo ocupado por mata (118,0 mg kg⁻¹) e o menor, no solo ocupado por pastagem (35,3 mg kg⁻¹). O solo ocupado por lavoura apresenta teores intermediários entre estes dois extremos (64,2 mg kg⁻¹), sendo diferentes de ambos. O teor de $P_{(\text{HCl})}$ nos solos ocupados por mata (65,1 mg kg⁻¹) na PBH₁₄₀ é superior aos valores análogos obtidos para os solos com os usos de lavoura (29,2 mg kg⁻¹) e pastagem (10,7 mg kg⁻¹), não havendo diferença entre estes dois últimos.

Os teores médios de $P_{(\text{residual})}$ foram similares em ambas PBHs, quando comparados os usos entre as PBHs (Tabela 13). Nestas PBHs, o teor de $P_{(\text{residual})}$ foi superior nos solos ocupados por lavouras que nos demais usos de solo.

Observa-se que o P lábil ($P_{(\text{RTA})} + P_{i(\text{BIC})}$) é maior na PBH₁₄₀ (80,6 mg kg⁻¹) do que na PBH₈₀ (45,6 mg kg⁻¹). O mesmo ocorre ao comparar-se os diferentes usos entre as duas PBHs, em que o P lábil nos solos utilizados com lavoura, pastagem e mata são superiores na PBH₁₄₀

quando comparado aos valores análogos obtidos para cada uso na PBH₈₀. No entanto, não existe diferença entre os valores desse parâmetro obtido para os solos com os diferentes usos dentro de cada PBH (Tabela 14).

Quando o P obtido pelo fracionamento é agrupado em orgânico e geoquímico, constata-se que a porcentagem de P orgânico é pouco superior a 30%, não existindo diferenças nas quantidades médias de P orgânico entre ambas PBHs. No entanto, ao comparar os diferentes usos constata-se que nos solos ocupados por lavoura o P orgânico é maior na PBH₈₀ (241,9 mg kg⁻¹) do que na PBH₁₄₀ (185,5 mg kg⁻¹). Nos demais usos, não há diferença no teor de P orgânico entre as PBHs. Na PBH₈₀, observa-se que no solo ocupado por mata (282,8 mg kg⁻¹) e lavoura (241,9 mg kg⁻¹) existe uma maior porcentagem de P orgânico do que no solo ocupado por pastagem (193,2 mg kg⁻¹). Quando são comparados os diferentes usos dentro da PBH₁₄₀, observa-se que os solos ocupados por lavouras possuem a menor quantidade de P orgânico (185,5 mg kg⁻¹), inferiores àquela dos solos ocupados por mata (286,1 mg kg⁻¹).

Tabela 14 - Fósforo disponível, orgânico, geoquímico, e total em partículas de solo <63 µm, em solos com diferentes usos. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.

USO	P Lábil	P Orgânico	P Geoquímico	P Total
mg L ⁻¹				
PBH₈₀				
Lavoura	43,8 a ¹ B ²	241,9 aA (32) ³	493,9 aA	735,9 aA
Pastagem	43,8 aB	193,2 bA (34)	370,4 bA	563,7 bA
Mata	56,2 aB	282,8 aA (36)	500,0 aA	782,8 aA
Média	45,6 B	232,5 A	466,8 A	699,3 A
PBH₁₄₀				
Lavoura	78,7 aA	185,5 bB (28)	477,8 aA	663,2 aA
Pastagem	75,0 aA	217,7 abA (40)	311,2 bA	528,9 bA
Mata	102,6aA	286,1 aA (37)	479,1 aA	765,2 aA
Média	80,6 A	204,5 A	441,3 A	645,8 A

(1) Letras minúsculas seguidas de letras iguais, nas colunas, não diferem entre si pelo teste de Tukey <0,05 nos diferentes usos dentro da pequena bacia hidrográfica.

(2) Letras maiúsculas seguidas de letras iguais, nas colunas, não diferem entre si pelo teste de Tukey <0,05 nos diferentes usos entre as pequenas bacias hidrográficas.

(3) Valores entre () representa % de Po frente ao total de determinada fração.

Em relação ao P geoquímico e ao P total, observa-se que, em ambas PBHs, os valores são semelhantes e que, quando comparados os diferentes usos, não há diferenças entre as duas

PBHs. Dentro de cada PBH, é possível constatar que os solos ocupados por pastagem apresentam os menores teores de P geoquímico e P total (Tabela 14).

DISCUSSÃO

Os valores de $P_{(RTA)}$ encontrados nas bacias são inferiores àqueles obtidos em outros experimentos, nos quais esse parâmetro representou entre 4 a 7% do total extraído no fracionamento (CROSS e SCHLESINGER, 1985; ZAMUNER et al., 2008). Isso mostra que a dose que vem sendo empregada nas PBHs ($30 - 50 \text{ kg ha}^{-1}$ de P_2O_5) não está sendo suficiente para elevar o teor de P do solo, nem mesmo nas lavouras.

O comportamento similar de solos com diferentes tipos de usos quanto à disponibilidade do P lábil já foi observado por outros autores (ZAMUNER et al., 2008, VU et al., 2008).

A maior proporção de $P_{O(BIC)}$, mesmo na área de lavoura, pode ser devida ao fato de a maioria destes solos se encontrarem sob SPD. Embora as práticas empregadas pelos agricultores das PBHs não correspondam a um sistema de plantio direto ideal, mesmo assim estão permitindo que ocorra acúmulo de Po na forma de $P_{O(BIC)}$, mais lábil. A fração de Po extraído por bicarbonato representa uma forma de P que é regulada pela atividade microbiana do solo. O $P_{O(BIC)}$, ao contrário do Po extraído por hidróxido, é considerado como uma forma orgânica por que é formado por compostos como o glicerofosfato e o ácido ribonucleico que podem ser facilmente mineralizados e, portanto, disponibilizado para plantas ou outros organismos (BOWMAN e COLE, 1978; HEDLEY et al., 1982); essas formas podem ainda chegar aos cursos hídricos causando eutrofização. Cabe ressaltar que as frações de P extraídas por RTA e aquelas extraídas por $NaHCO_3$ são as que apresentam maior labilidade, tornando-se assim facilmente disponíveis aos organismos, o que faz com que o fósforo de maior labilidade esteja composto pelas frações retiradas da amostra por estes dois extratores (GATIBONI et al., 2007, VU et al., 2008).

O maior teor de $P_{O(BIC)}$ observado na PBH_{140} pode ser parcialmente atribuído ao maior teor de argila existente nesta bacia, em comparação à PBH_{80} . A maior presença de argilominerais na PBH_{140} permitiria maior proteção do Po contra os processos de decomposição promovidos pelos organismos responsáveis pela mineralização do fósforo orgânico do solo nesta fração. A maior quantidade de $P_{O(BIC)}$ encontrada na PBH_{140} , principalmente nos solos de mata, pode ser devida ao ambiente nos quais as áreas de mata se

encontram em ambas as bacias: na PBH₁₄₀, a mata se encontra na maior parte em solo bem drenado enquanto que na PBH₈₀, a mata está localizada em lugares com inundações temporais e/ou permanentes. Assim, na PBH₈₀ pode estar havendo uma redução do número de organismos responsáveis pela formação de P orgânico passível de rápida decomposição (como o P microbiano) e, até mesmo, uma diminuição da presença de organismos capazes de mineralizar o P orgânico para disponibilizá-lo a outros organismos. Já na PBH₈₀, haveria um acúmulo de Po menos lábil (YANG et al., 2006).

O P extraído por NaOH é aquele que se encontra ligado aos oxi-hidróxidos de Fe e Al. O Pi desta fração está mais ligado aos óxidos e às argilas silicatadas, com energia de ligação moderada, enquanto que o Po dessa fração estaria relacionado com compostos orgânicos de labilidade média (CROSS e SCHLESSINGER, 1995). A baixa quantidade de Po encontrado nos solos de lavoura pode ser explicada pela recente implantação do SPD nessas áreas, bem como pela baixa qualidade das práticas de SPD que vêm sendo aplicado, o que estaria impedindo a formação de compostos orgânicos de maior estabilidade. Pois embora se diga, por simplicidade, que as lavouras nas duas PBHs estão sob SPD, sabe-se que na realidade estas estão muito longe de alcançar esse patamar.

O fato de haver na mata quantidades maiores de Po e menores de Pi, em relação às áreas com os demais usos do solo, pode ser devido a que a alteração de ambientes naturais que são convertidos em áreas cultivadas provoca a redução do carbono orgânico total e, conseqüentemente, a do P orgânico. A aplicação de Pi via fertilizante induz ao acúmulo preferencial desse elemento na fração inorgânica, fazendo com que o particionamento de P seja ainda mais proeminente para Pi nas áreas cultivadas, quando comparado àquele das áreas sob vegetação natural (GATTIBONI et al., 2008; VU et al., 2010). A quantidade de Po NaOH encontrado nas PBHs é superior àquela encontrada por outros autores, tais como Zamuner et al. (2008), cujo valor de Po NaOH representava 35% do total extraído.

Esperava-se encontrar um maior teor de P_(HCl) nos solos de lavoura. Esta expectativa está relacionada com o fato de que a maior parte dos solos apresentava alto teor de Ca e Mg, uma vez que os agricultores aplicam o calcário a lanço, em superfície, sem incorporá-lo ao solo. Enquanto que, no caso do P, o fertilizante é aplicado na linha de semeadura da soja ou do milho na profundidade de 5 cm. Isso poderia conduzir à formação de fosfato de cálcio na camada superficial do solo. Contudo, a neoformação de fosfato de cálcio possivelmente não ocorre em razão do baixo pH do solo e da baixa dose aplicada de P nas PBHs em estudo.

Embora se aplique *cal filler* na maioria das lavouras e o nível de Ca seja elevado, constatou-se que o pH do solo em todas as lavouras se encontra com valores inferiores a 5,5 e que a maior parte desses solos apresenta baixo teor de P disponível, de acordo com a classificação da CQFS-RS/SC (2004), quando consideradas as análises realizadas com partículas de solo com diâmetro inferior a 2 mm. Vu et al. (2010) não observaram aumento no P_{HCl} , mesmo em solos calcários com histórico de 65 anos de aplicação de fertilizante fosfatado. Portanto, talvez ocorra pouca formação de fosfato de cálcio em solos agrícolas, principalmente quando as doses aplicadas são adequadas.

No presente trabalho, observou-se que, em geral, as áreas agrícolas apresentam baixos teores de Po. Alguns autores sugerem que a aplicação de fertilizante fosfatado na forma inorgânica tende a aumentar o P inorgânico, diminuindo a quantidade relativa de P orgânico (BUHLER et al., 2002; BUNEMANN et al., 2004), enquanto que outros afirmam o contrário (PANIÁGUA et al., 1994; BOSCHETTI et al., 2009). No entanto, mesmo as áreas que não recebem fertilização química (pastagens e mata) apresentam baixos teores de Po, quando comparadas a solos que foram submetidos à fertilização fosfatada durante anos, estudados por outros autores (VU et al., 2008; RHEINHEIMER 2000; TIECHER, 2011).

Possivelmente, o menor teor de Po nos solos das PBHs se deva ao fato destes serem de textura mais arenosa, de modo que a matéria orgânica do solo está menos protegida física e quimicamente do que em solos mais argilosos. Cross e Schlesinger (1982) constataram que quanto mais intemperizado for o solo, maior é a porcentagem de Po em relação ao P inorgânico, devido ao aumento do teor de argila e oxi-hidróxidos de ferro e alumínio. Esses autores encontram os seguintes resultados: em oxisol, cerca de 35% do P se encontrava em forma orgânica e, em ultisol e alfisol, o valor médio da porcentagem de Po oscilava entre 25 a 30%. Esperava-se encontrar um comportamento similar nas PBHs em estudo. Também seria de se esperar uma maior quantidade de P orgânico nos solos de mata da PBHs, pois estas áreas apresentam maior teor de matéria orgânica e, conseqüentemente, deveria haver maior quantidade de P orgânico na camada de solo de 0-10 cm.

Uma parte considerável das áreas de pastagem são submetidas a inundação durante os eventos pluviométricos, principalmente na PBH₈₀, ficando o solo saturado com água durante dias ou semanas. Essa situação submete o solo aos processos redox, os quais podem alterar a disponibilidade do fósforo no solo, principalmente aquele P da fração orgânica, deixando-o mais disponível (SCHENATO, 2009).

Geralmente, em solos de uso agrícola, a aplicação de fertilizantes fosfatados aumenta o teor total de P, pois parte é absorvida pelas plantas e parte fica no solo, nas diversas formas de P no solo (GATIBONI, 2003). Vários experimentos demonstram que a aplicação de fertilizante aumenta o teor de P_{RTA} , P_{Bic} e P total quando aplicados em dose adequada (RHEINHEIMER, 2000; GATIBONI, 2003; REDEL et al., 2007; TIECHER, 2011).

No entanto, o que se observa nas PBHs é que a quantidade de P aplicada via fertilizante não é suficiente para aumentar o teor de P no solo da camada 0-10 cm, nas áreas de lavoura. Nas PBHs, parte do P aplicado nas lavouras é exportada na forma de grãos de soja, carne ou leite, já que essas áreas são usadas como pastagem no inverno. A erosão superficial pode estar levando parte do P adsorvido às partículas de solo para as áreas de deposição, que se encontram geralmente ocupadas por pastagem ou por mata. A outra possibilidade é que parte do P aplicado esteja saindo junto com a água escoada superficialmente, indo para o curso hídrico. Por isso, não estaria havendo diferenciação (quanto aos teores de P ou quanto à distribuição de P nas diversas formas) entre os diferentes ambientes existentes nas PBHs.

5.3.7 Dessorção de fósforo no solo

A quantidade de P nas amostras de solo da camada 0-10 cm diminuiu exponencialmente em ambas PBHs na extração sucessiva por RTA (Figura 12).

A quantidade de P desorvida na primeira extração com RTA que representa o P particulado biodisponível (Ppb) (α) foi de 8,3 e 11,2 mg kg⁻¹ na PBH₈₀ e PBH₁₄₀, respectivamente. Esta fração representou em média 14,6 e 17,0 % do P particulado potencialmente biodisponível (Pppb) (β), e (β) alcançou 56,8 mg kg⁻¹ na PBH₈₀, sendo similar ao da PBH₁₄₀ (65,8 mg kg⁻¹) (Tabela 15). Os valores da taxa constante de desorção (k) também foram similares entre as amostras de solo em ambas as PBHs, sendo de 0,0043 mg kg⁻¹ e 0,0048 mg kg⁻¹ nas PBH₈₀ e PBH₁₄₀, respectivamente.

Na PBH₈₀ o Ppb (α) e o Pppb (β) foram semelhantes entre os diferentes usos, havendo diferença na constante de desorção (k), onde o solo com uso de lavoura apresentou maior k (0,0053) do que os solos com os demais usos (Tabela 15).

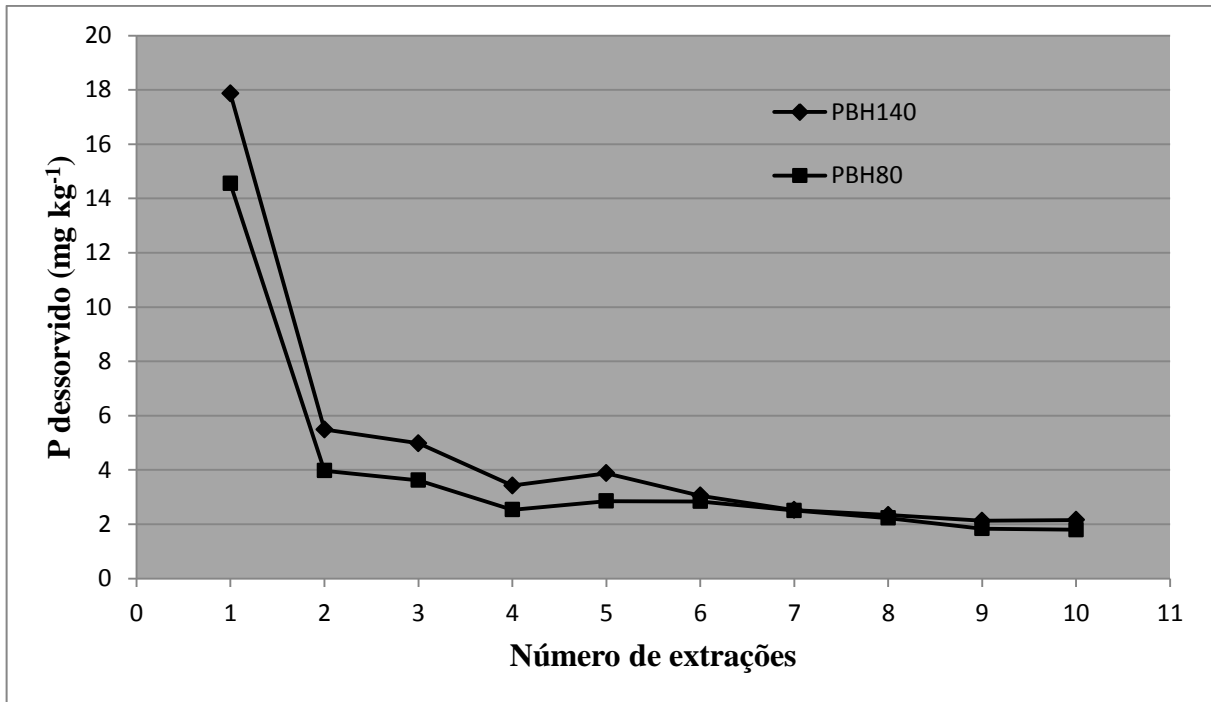


Figura 12 - Dessorção do fósforo em amostras de solo da camada de 0-10 cm e com partículas de diâmetro menores que 63 μm , coletados na PBH₈₀ e PBH₁₄₀, assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos.

Tabela 15 - Dessorção na primeira extração (α), desorção máxima (β) e taxa de desorção de fósforo (λ) em amostras de solo da camada 0-10 cm e com partículas de diâmetro menor que 63 μm , coletados em diferentes usos do solo na PBH₈₀ e PBH₁₄₀. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos.

	α	β mg kg ⁻¹	λ
PBH ₈₀			
Lavoura	8,3 a ⁽¹⁾	59,6 a	0,0053 ^a
Pastagem	8,0 a	48,2 a	0,0031 b
Mata	9,3 a	67,1 a	0,0033 b
Média	8,3 B ⁽²⁾	56,8 A	0,0043 A
PBH ₁₄₀			
Lavoura	11,3 ab	73,4 a	0,0053 a
Pastagem	7,5 b	29,0 b	0,0043 ab
Mata	17,6 a	95,3 a	0,0030 b
Média	11,2 A	65,8 A	0,0048 A

(1) Médias minúsculas seguidas de letras iguais, nas colunas, não diferem entre si pelo teste de Tukey, 0,05 nos diferentes usos dentro da pequena bacia hidrográfica.

(2) Médias maiúsculas seguidas de letras iguais, nas colunas, não diferem entre si pelo teste de Tukey, 0,05 entre as pequenas bacias hidrográficas.

Na PBH₁₄₀ houve diferença quanto aos três parâmetros entre os diferentes usos, sendo o Ppb (α) do solo ocupado por mata maior do que o do solo ocupado por pastagem e o Pppb (β) do solo ocupado por mata e lavoura maior do que o da pastagem. A constante de

dessorção (k) no solo ocupado por lavoura foi maior do que aquela do solo ocupado por mata (Tabela 15).

Os valores de β das amostras de solo da camada 0-10 cm em ambas PBHs são similares (Tabela 15). Mais de 95% do total de P desorvido do solo foi obtido com 9 extrações com RTA, tanto na PBH₈₀ como na PBH₁₄₀ (Figura 13).

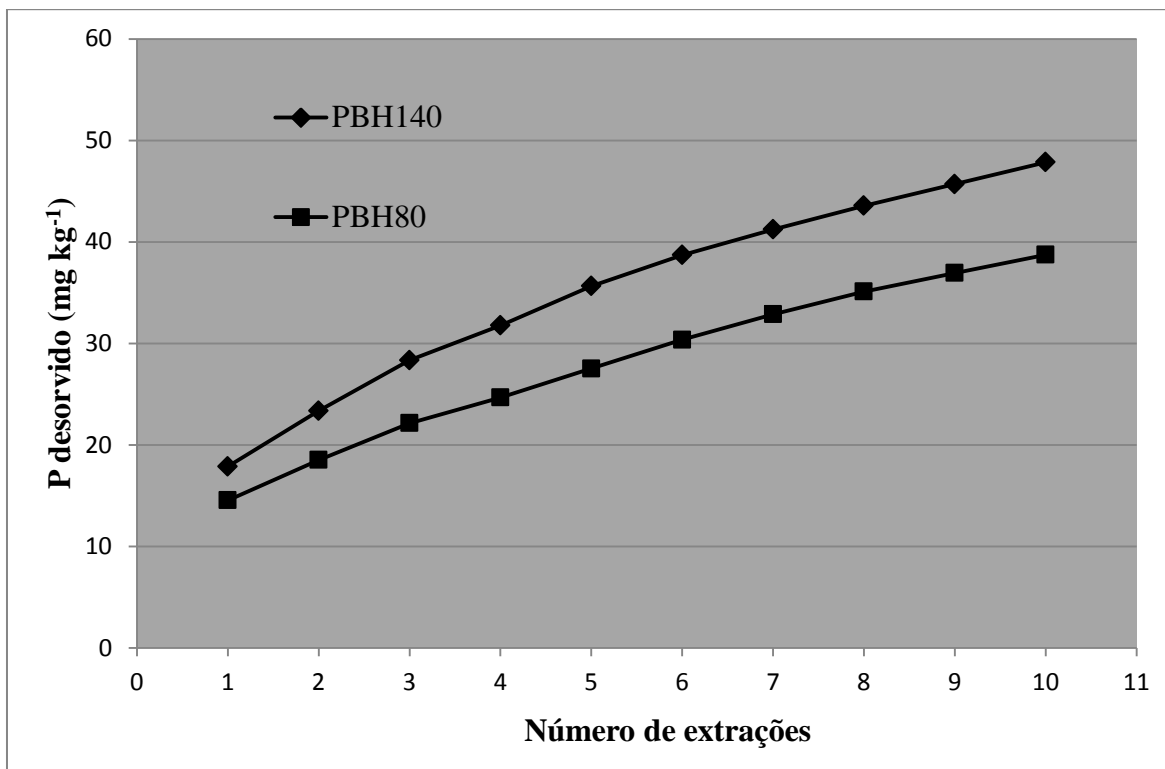


Figura 13 - Fósforo desorvido por extração sucessiva com RTA em amostras de solo da camada 0-10 cm, e com partículas de diâmetro da fração <63 μm , coletados na PBH₈₀ e PBH₁₄₀. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos.

DISCUSSÃO

Ao contrário do que ocorreu com os solos estudados nos trabalhos de GATIBONI et al. (2002); RHEINHEIMER et al. (2003) e TIECHER, (2011), a maior parte do P não foi desorvido nas primeiras extrações com RTA. Embora houvesse importante decréscimo da disponibilidade de P entre a primeira e segunda extração. Isto ocorreu porque no presente estudo, a dessorção foi feita com amostras de solo contendo somente as partículas menores do que 63 μm , e também porque, neste caso há pouca aplicação de P ao solo, além do que os valores iniciais de P são mais baixos que aqueles encontrados em outros estudos, como no caso da BH do arroio Lino, em Agudo (RHEINHEIMER et al., 2003) e uma BH em

Arvorezinha (MINELLA, 2003), ambas desembocam no Guaíba, no entanto apresentam outra fisiografia, cultura e doses de aplicação de fertilizantes. Nesta última, grandes quantidades de P são aplicadas na cultura do fumo, ano após ano. A grande quantidade de P aplicado nas lavouras de fumo satura grande parte dos grupos funcionais de superfície do solo capazes de adsorver P, os quais existem em número finito na matriz do solo e possuem diferentes capacidades de sorção de P (VARINDERPAL-SINGH et al., 2006). Assim, este P pode estar biodisponível em maior quantidade nas lavouras de fumo de Agudo do que nas PBHs estudadas no presente trabalho.

Quando comparado aos dados de Ppb (α) obtidos por Bortoluzzi et al. (2012), observa-se que os valores nos solos Regosol (7 mg kg^{-1}), Cambisol (13 mg kg^{-1}) são similares aos obtidos nas PBHs. No entanto, o α dos solos Chernosem (38 mg kg^{-1}) e Acrisol (42 mg kg^{-1}) são maiores que os solos das PBHs. Já os valores de Pppb (β) obtidos por Bortoluzzi et al. (2012), referentes aos solos Regosol (16 mg kg^{-1}), cambisol (41 mg kg^{-1}) e Arenosol (4 mg kg^{-1}) são inferiores ao β obtido nas PBHs. Os valores de β dos solos Chernosem (122 mg kg^{-1}) e Acrisol (109 mg kg^{-1}) são maiores que aqueles dos solos das PBHs. Deve-se levar em conta que estes autores utilizaram amostras de solo com partículas $< 2 \text{ mm}$, enquanto que, no presente estudo foram utilizadas amostras com partículas de solo $< 63 \text{ }\mu\text{m}$. Porém, os maiores valores obtido por Bortoluzzi et al. (2013) se devem ao fato de que nas lavouras de fumo são aplicadas maiores quantidades de fertilizantes do que nas lavouras de soja das PBHs.

O fato da PBH₁₄₀ apresentar maior teor de Ppb e Pppb se deve à maior fertilização fosfatada do solo agrícola, no momento da semeadura da soja. Os solos ocupados com mata na PBH₁₄₀ podem ter maior teor de P do que aqueles ocupados com pastagem. Ao contrário do que ocorre na PBH₈₀, os solos de mata da PBH₁₄₀ estão localizados em áreas de solo profundo, com boa quantidade de serapilheira em grande parte dela, o que permite que ocorra mineralização do P na superfície do solo. Assim, nas áreas de mata, o P ficaria mais disponível na PBH₁₄₀ do que na PBH₈₀. Nesta última, a maior parte das áreas de mata se encontra em terrenos que ficam frequentemente saturados com água, além dos solos serem mais arenosos.

5.3.8 Estimativa da vulnerabilidade do solo à perda de fósforo empregando diferentes versões do método do índice de fósforo

5.3.8.1 P-Index na PBH₈₀

As quatro versões do Índice de Fósforo (IP) utilizados na PBH₈₀ apresentaram variações na estimativa da vulnerabilidade da perda potencial de P (Tabela 16).

Tabela 16 - Porcentagem da superfície classificada de acordo com a vulnerabilidade do solo à perda de fósforo, empregando-se diferentes versões do Índice de fósforo, Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.

Vulnerabilidade	Alabama (NRCS, 2001)	Pensilvânia (Lemunyon e Gilbert, 1993)	Novo México (Flynn et al., 2000)	Nebraska (Eghball e Gilley, 2001)
	----- % -----			
Muito baixa	-----	-----	43,5	-----
Baixa	97,7	77,1	37,7	68,3
Média	1,6	14,1	15,8	8,8
Alta	0,5	8,8	2,8	22,9
Muito alta	0,2	0,0	0,2	0,0
Extremamente alta	0,0	-----	0,0	-----

Na PBH₈₀ o IP Alabama estimou que 97,7% da área possui vulnerabilidade à perda de P classificado como “Baixa” (Tabela 16). As áreas que são classificadas como de vulnerabilidade “Média” (1,6%) ou “Alta” (0,5%) se encontram localizadas nas margens dos drenos realizados nos lugares que anteriormente eram áreas úmidas e que foram drenadas para serem utilizadas como lavouras (Figura 14a); essas áreas se localizam ao sudoeste da PBH₈₀. As áreas de lavouras são responsáveis por 62,4, 75,0 e 97,4% da superfície classificada como de vulnerabilidade “Baixa”, “Média” e “Alta” à perda potencial de P, de acordo com a versão do IP Alabama.

O IP Pensilvânia apresentou 77,1% da superfície da PBH₈₀ como sendo de “Baixa” vulnerabilidade à perda de P e 14,1% da superfície foi classificada como de “Média” vulnerabilidade à perda de P. Quase a totalidade das áreas que apresentam algum risco de perda potencial de P se encontra localizada em solos ocupados por lavouras, geralmente localizados nas áreas de maior declive da PBH₈₀ (Figura 14b). Assim, 55,5; 100 e 67,8% da

área classificada como de “Baixa”, “Média” e “Alta” vulnerabilidade à perda potencial de P se encontra localizada sobre os solos com usos agrícolas.

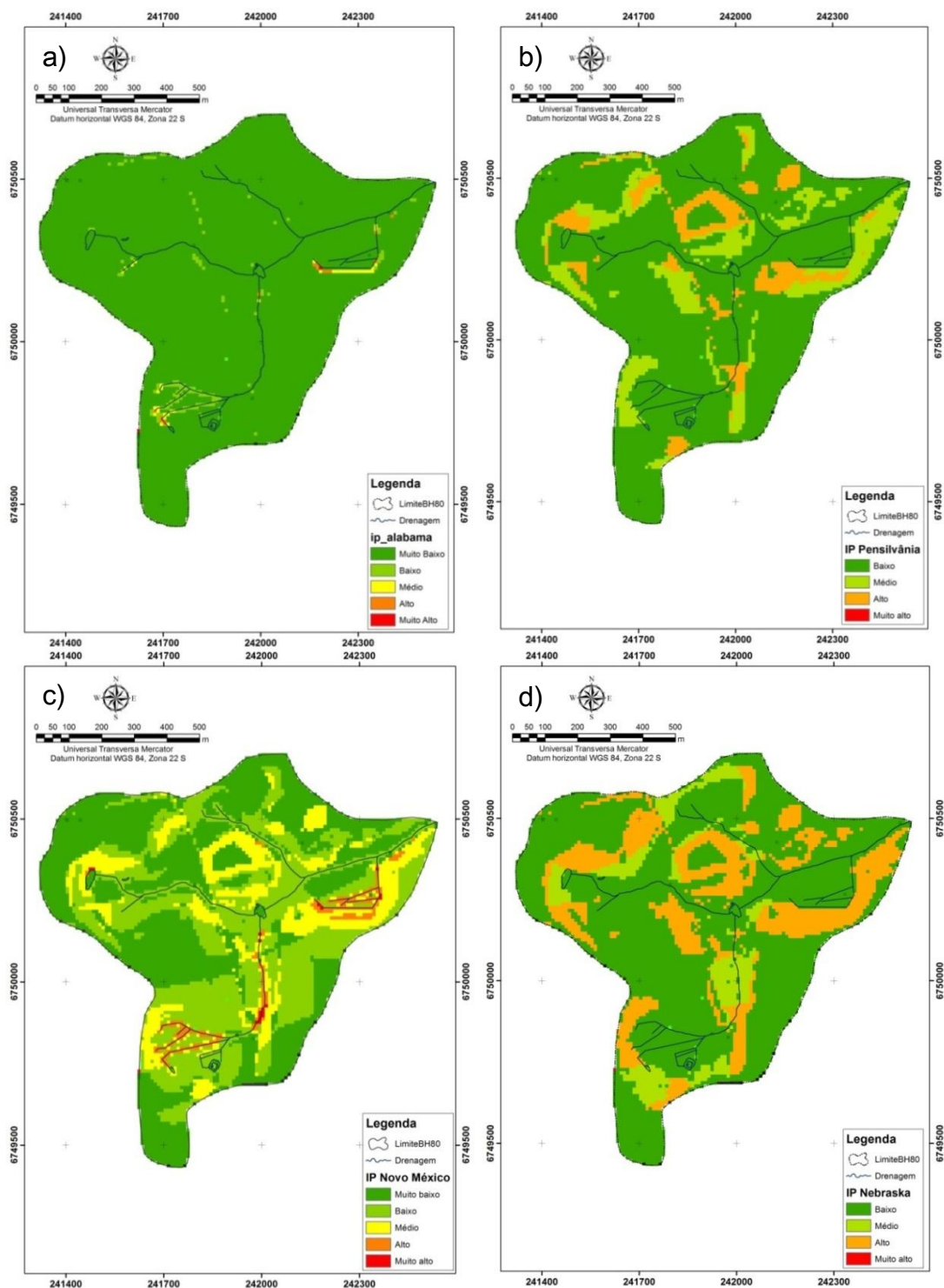


Figura 14 - Distribuição geográfica do Índice de Fósforo, de acordo com a vulnerabilidade do solo à perda de fósforo, para as quatro versões utilizadas na PBH₈₀; a) IP Alabama, b) IP Pensilvânia, c) IP Novo México d) IP Nebraska, Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.

Os resultados obtidos com o IP do Novo México foram muito similares aos do IP Pensilvânia, sendo que 81,2% da área da PBH₈₀ apresenta risco potencial classificado como “Baixo” ou “Muito baixo”, quando considerada a perda de P potencial (Figura 14c). Por outro lado, a área classificada como “Média” foi de 15,8%, resultado que também foi muito similar àquele obtido com o IP Pensilvânia.

De forma similar ao IP Pensilvânia, as áreas com maior vulnerabilidade à perda potencial de P correspondem aos solos ocupados por lavouras, geralmente localizados nas áreas de maior declive da PBH₈₀ (Figura 14b). No entanto, o IP Novo México apresenta 8,8% da área classificada como de vulnerabilidade “alta” à perda de P, o que corresponde àquelas localizadas nas proximidades das áreas que foram drenadas, visando posterior uso em agricultura. Quando se considera a influência do uso agrícola, observa-se que 60, 79,0 e 58,6% das áreas classificadas como de vulnerabilidade “Baixa” ou “Muito baixa”, “Média” e “Alta”, respectivamente, se encontram nas áreas ocupadas por lavouras (dados não mostrados).

O IP Nebraska indicou que 68,3% da superfície da PBH₈₀ é classificada como “Baixa”, 8,8% como “Média”, tendo sido a versão do P-Index que estimou uma maior superfície classificada como de “Alta” vulnerabilidade à perda de fósforo, alcançando 22,9% da área (Tabela 16). As superfícies com maior vulnerabilidade à perda de P estão localizadas principalmente nos declives superiores a 8%. No IP Nebraska, 62,6 e 87,5% das áreas com vulnerabilidade classificada como “Baixa” e “Alta” se encontram em áreas com cultivos agrícolas (Figura 14d).

Ao realizar a simulação de como seria a vulnerabilidade de perda de P se os solos da PBH₈₀ apresentassem teores considerados adequados para o rendimento dos cultivos, de acordo a CQFS-RS/SC (2004), constatou-se que o cenário com aumento do teor de P no solo não afeta muito o IP Alabama nem o IP Nebraska. No entanto, as versões do IP de Pensilvânia e a do Novo México apresentaram mudanças acentuadas com esse novo cenário, em que os solos se encontrariam com a quantidade adequada de P (Tabela 17).

O IP Alabama não apresentou nenhuma mudança, sendo que a porcentagem de cada classe de vulnerabilidade à perda de fósforo ficou da mesma maneira que antes da simulação (Figura 15a).

Com o IP Pensilvânia, praticamente desapareceu a faixa classificada como de vulnerabilidade “Baixa”, que passou de 77,1 a 0,4%. A maior parte dessa área passou a a ser

classificada como “Média”, a qual aumentou em 67,8%, passando de 14,1% para 81,9% com a nova simulação realizada. A faixa classificada como “Alta” também sofreu aumento de 9% com o novo cenário, de suficiência de P no solo (Figura 15b).

Tabela 17 - Porcentagem da superfície classificado de acordo a sua vulnerabilidade à perda de fósforo de acordo com o Índice de fósforo de cada versão, Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.

Vulnerabilidade	Alabama (NRCS, 2001)	Pensilvânia (Lemunyon e Gilbert, 1993)	Novo México (Flynn et al., 2000)	Nebraska (Eghball e Gilley, 2001)
	----- % -----			
Muito baixa	-----	-----	17,3	-----
Baixa	97,7	0,4	54,1	68,6
Média	1,6	81,9	25,3	8,5
Alta	0,5	17,8	3,0	8,4
Muito alta	0,2	0,0	0,2	14,5
Extremamente alta	0,0	-----	0,0	-----

O IP do Novo México, de maneira similar ao Pensilvânia, apresentou alteração no percentual das diferentes faixas de vulnerabilidade à perda de fósforo (Figura 15c). A faixa “Muito baixa” passou de 43,5 a 17,3%, diminuindo em 26,2%; consequentemente a faixa “Baixa” teve aumento de 17,8% e a faixa “Alta” aumentou de 15,8% para 25,3%, aumento de 9,5%. Evidentemente que essas mudanças ocorreram principalmente nas áreas agrícolas e um pouco menos nas áreas de pastagem, pois essas são as áreas que teriam um aumento do P do solo, neste novo cenário.

DISCUSSÃO

A grande quantidade de área classificada como de “Alta” ou “Muita Alta” vulnerabilidade de perda potencial de P segundo a versão de Nebraska ocorre porque esta versão dá muito peso à erosão do solo, além de ser bastante exigente com a quantidade máxima de solo que se pode perder por superfície por ano, quando comparada com as demais versões. As áreas com perda de solo superior a 10 ton ha⁻¹ ano⁻¹ são indicados como de índice 8, o que leva a classificá-las como de vulnerabilidade “Alta”, sem considerar os demais parâmetros como o teor de fósforo no solo ou a forma e taxa de aplicação.

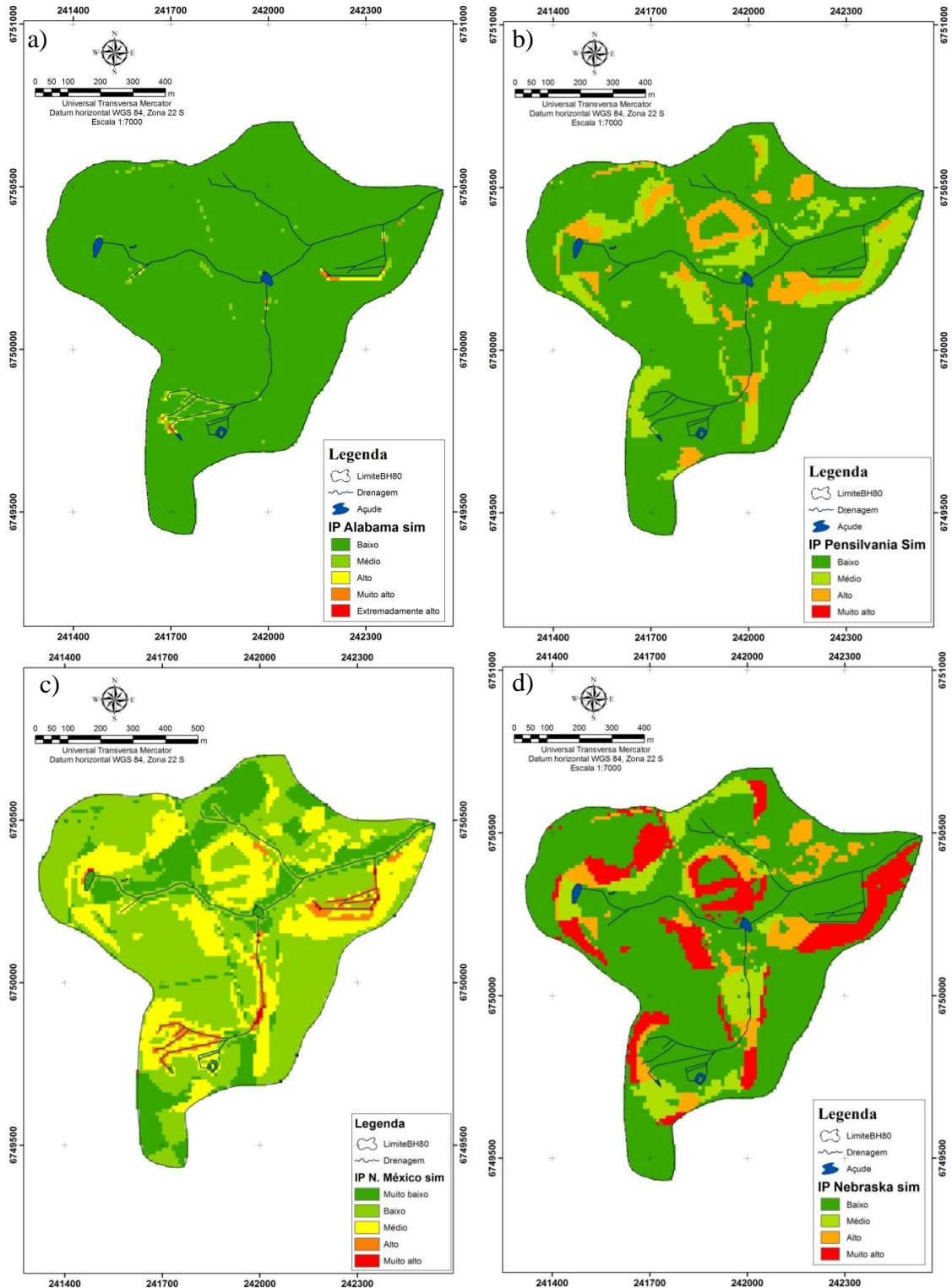


Figura 15 - Distribuição geográfica do Índice de fósforo de acordo com a sua vulnerabilidade à perda de fósforo, segundo as quatro versões de P-Index utilizadas na PBH₈₀; a) IP Alabama, b) IP Pensilvania, c) IP Novo México d) IP Nebraska. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.

Grande parte da área agrícola se encontra em zona com declividade superior a 8%, e como na PBH₈₀ não existe prática mecânica de controle da erosão e o SPD adotado é muito

deficiente, existe grande possibilidade de perda de solo desses lugares. Isso também foi observado por Nogueira (2011), em uma PBH no estado do Paraná. Embora esta versão não se correlacione com os dados reais de perda de P e sedimento na bacia hidrográfica, de certo modo, ela permitiria saber o que ocorreria se existissem solos com altos teores de P. Isto porque ela se baseia no princípio de que se houver erosão o P aplicado na camada superficial terá grande possibilidade de ser arrastado pelo processo erosivo, terminando finalmente nos cursos hídricos.

O IP Alabama é o que mais se assemelha ao que realmente ocorre na PBH₈₀, pois foi observada baixa perda de sedimento em suspensão na PBH₈₀. A quantidade de sedimento em suspensão que passou pela seção controle (calha do exutório) foi de 11,3 t no período de 30 de julho até 31 de dezembro de 2010; 5,1 t em 2011 e 22,3 t em 2012. Como a PBH₈₀ possui 79,5 ha; portanto, foram perdidas 0,064 t de sedimento ha⁻¹ ano⁻¹ em 2011 e 0,280 t de sedimento ha⁻¹ ano⁻¹ em 2012.

Considerando 10 eventos pluviométricos, monitorados na PBH₈₀ entre 2011 e 2012, observa-se que em 6 deles o valor de P total médio durante o evento ficou abaixo de 0,1 mg L⁻¹, enquadrando-se na Classe I da Resolução n^o 357 do CONAMA (BRASIL, 2005). Quando considerado o maior valor de P total durante o evento, em apenas 6 dos 10 eventos o valor de P total foi superior a 0,1 mg L⁻¹, o que demonstra que na PBH₈₀ não ocorre perdas consideráveis de P, mesmo durante eventos pluviométricos. Quando não existia entrada de água no curso hídrico via escoamento superficial, a quantidade de P em várias análises apresentou-se abaixo do nível de detecção da metodologia utilizada neste trabalho.

A pouca perda de P ocorre porque existe baixa taxa de aplicação de fertilizante fosfatado nas lavouras e não há fertilização das pastagens. Embora existam lavouras com erosão moderada e alta, grande parte do solo erodido fica depositada nas áreas úmidas e não há entrada de grandes quantidades de sedimento e de P ao curso hídrico. Quando há entrada de P no sistema aquático, isto ocorre principalmente durante os eventos pluviométricos de maior intensidade. Tiecher et al. (2012) verificaram que grande parte do sedimento que chega ao exutório da PBH₈₀ provém das estradas e, teoricamente, este sedimento possui menos P quando comparado àquele proveniente das lavouras.

De acordo com o IP Alabama, que leva em conta a largura da faixa de vegetação nativa e a distância das lavouras aos cursos hídricos, as partes que apresentam maior vulnerabilidade nas PBHs em estudo são aquelas próximas à drenagem, onde não há área de preservação permanente (APP). Pellegrini et al. (2008) já demonstraram que as áreas que não

possuem APP são as que geram maior quantidade de sedimento. Na PBH₈₀ existe vegetação de pastagem natural, embora em muitos lugares não exista mata ciliar na APP. A presença de pastagem natural é bastante importante, pois retarda o escoamento superficial e permite a retenção de sedimento, funcionando como uma barreira biológica contra a erosão do solo.

A pouca influência do aumento de P no solo sobre o IP nas diferentes versões se deve ao fato de que em todas as versões utilizadas no presente trabalho, o peso dado ao teor de P do solo frente aos outros fatores que formam a equação dos diversos IPs é baixo sendo de 3,8% no IP Alabama (Tabela 3); 6,25% no IP Nebraska (Tabela 2); 8,3% no IP do Novo México (Tabela 4) e 12,9% no IP da Pensilvânia (Tabela 1). Também o teor de P no solo das PBHs é baixo. Das 41 amostras de solos da camada de 0-10, somente oito apresentaram valores classificados como “Médio”, as demais foram classificadas como “Baixa” ou “Muito baixa” (CQFS-RS/SC, 2004).

Como foi visto anteriormente, embora a PBH₈₀ apresente mais declividade do que a PBH₁₄₀, as partes próximas ao curso hídrico são bastante planas e estão ocupadas por áreas úmidas, o que permite reter o sedimento antes que este chegue ao curso hídrico. Em relação à perda de solo estimada pela RUSLE, a maior parte da erosão ocorre nas áreas de lavouras e nas estradas, sendo mais intensa nas áreas com maior declividade.

A versão da Pensilvânia e a do Novo México dão pesos similares à perda de solo e de água, bem como aos fatores relacionados ao fósforo. Portanto, em áreas com maior erosão, mas com baixo teor de P no solo e com baixa taxa de aplicação de P, não existe grande potencial de perda de P. Como foi visto com o cenário de P adequado no solo, considerando-se que o IP Pensilvânia e Novo México são os que dão maior peso ao P no solo na estimativa da vulnerabilidade de perda de P (12,9 e 8,3 %, respectivamente), o aumento de P no solo quando aplicado estas duas versões terá como consequência a maior perda de P na PBH₈₀.

Como a PBH₈₀ possui relevo ondulado e áreas de declividade superior a 8% que atualmente estão sendo utilizadas para agricultura, se o aumento de P no solo (visando aumentar o rendimento das culturas) for feito sem a aplicação de práticas adequadas, o resultado pode ser uma maior perda de P, afetando consequentemente o equilíbrio do curso hídrico. Recomenda-se para essa bacia, a implantação de algumas práticas mecânicas, como a construção de terraços, semeadura em nível e práticas biológicas e culturais de controle da erosão, como o cultivo de vegetação permanente, a preservação de mata ciliar próximo às nascentes e cursos de água, a cobertura do solo nas áreas de cultivos e a rotação de culturas.

5.3.8.2 P-Index na PBH₁₄₀

De maneira similar ao ocorrido na PBH₈₀, na PBH₁₄₀ as quatro versões utilizadas do Índice de Fósforo (IP) apresentaram variações na estimativa da vulnerabilidade da perda potencial de P (Tabela 18).

A versão do Alabama foi a que estimou uma área maior classificada como de “Baixa” vulnerabilidade à perda potencial de P (97,3%), dos quais 63% dessa faixa se encontram sobre solos de uso agrícola. Apenas 1,8% da superfície da PBH₁₄₀ apresenta risco potencial classificado como “médio” quando considera-se a perda de fósforo, sendo que somente 26,8% se encontra em solo agrícola. Esta versão do IP conseguiu discriminar apenas as áreas agrícolas próximas aos cursos hídricos, as quais se encontram totalmente desprotegidas por vegetação nativa (Figura 16a).

Tabela 18 - Porcentagem da superfície classificado de acordo com sua vulnerabilidade à perda de fósforo segundo o Índice de fósforo de cada versão. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.

Vulnerabilidade	Alabama (NRCS, 2001)	Pensilvânia (Lemunyon e Gilbert, 1993)	Novo México (Flynn et al., 2000)	Nebraska (Eghball e Gilley, 2001)
	----- % -----			
Muito baixa	-----	-----	26,5	-----
Baixa	97,3	70,0	42,6	23,0
Média	1,8	15,0	15,5	50,6
Alta	0,7	15,0	12,6	9,9
Muito alta	0,1	0	2,6	16,4
Extremamente alta	0	-----	0,1	-----

A versão da Pensilvânia e a versão do Novo México exibiram variação intermediária, situada entre os resultados obtidos com a versão do Alabama e a de Nebraska. A versão Pensilvânia, estimou que 70,0 % da área da PBH₁₄₀ apresenta potencialidade de perda de P classificada como “Baixa”, 15,0% é classificada como “Média” e 15,0% tem potencialidade classificada como “Alta” de acordo com o IP (Tabela 18). Quando se considera a influência da área agrícola, observa-se que 44,1%, 89,4% e 84,1% das áreas classificadas como de vulnerabilidade “Baixa”, “Média” e “Alta”, respectivamente, se encontram nas áreas ocupadas por lavouras.

A versão do Novo México estimou que 26,5 % da área da PBH₁₄₀ apresenta “Muito baixa” vulnerabilidade à perda de P, dos quais somente 8,8% do total classificado como “Muito baixo” se encontra sobre uso de lavouras. Já a área classificada como “Baixa” se encontra em 42,6% da área da PBH₁₄₀, das quais 76,9% estão sobre solos de uso agrícola. A faixa classificada como de “Média” vulnerabilidade à perda de P se encontra em 15,5% da área da PBH₁₄₀, das quais 81,9% estão em solos de uso agrícola. Finalmente, os solos classificados como de vulnerabilidade “Alta” ocupam 12,6% da PBH₁₄₀, dos quais 91,8% situação em áreas de lavouras.

Ambas as versões de IP estimaram que as áreas ocupadas por pastagem e por banhados, que geralmente se encontram próximas aos cursos hídricos, apresentam baixa potencialidade de perda de P. As áreas agrícolas são aquelas que têm maior potencialidade de perda de P. Inclusive, as duas versões de IP apresentaram resultados bastante similares quanto à distribuição da potencialidade de perda de P. Elas indicaram que as principais áreas com risco de perda de P se localizam na parte nordeste da PBH₁₄₀, principalmente nas áreas de maior declividade (próximo às margens dos cursos hídricos), as quais estão sendo utilizadas para agricultura e não estão protegidas por mata ciliar (Figura 16b e 16c).

Analogamente ao que ocorreu com a PBH₈₀, dentre as quatro versões de IP utilizadas na PBH₁₄₀, a versão de Nebraska foi a que apresentou uma maior variabilidade. Esta versão estimou que somente 23% da área da PBH₁₄₀ apresenta “Baixa” vulnerabilidade à perda potencial de P, e dentre essas áreas apenas 8,7% corresponde a áreas de uso agrícola. Por outro lado, indica que 50,6% da área da PBH₁₄₀ apresenta vulnerabilidade classificada como “Média”, das quais 74,4% se encontram sobre área de uso agrícola.

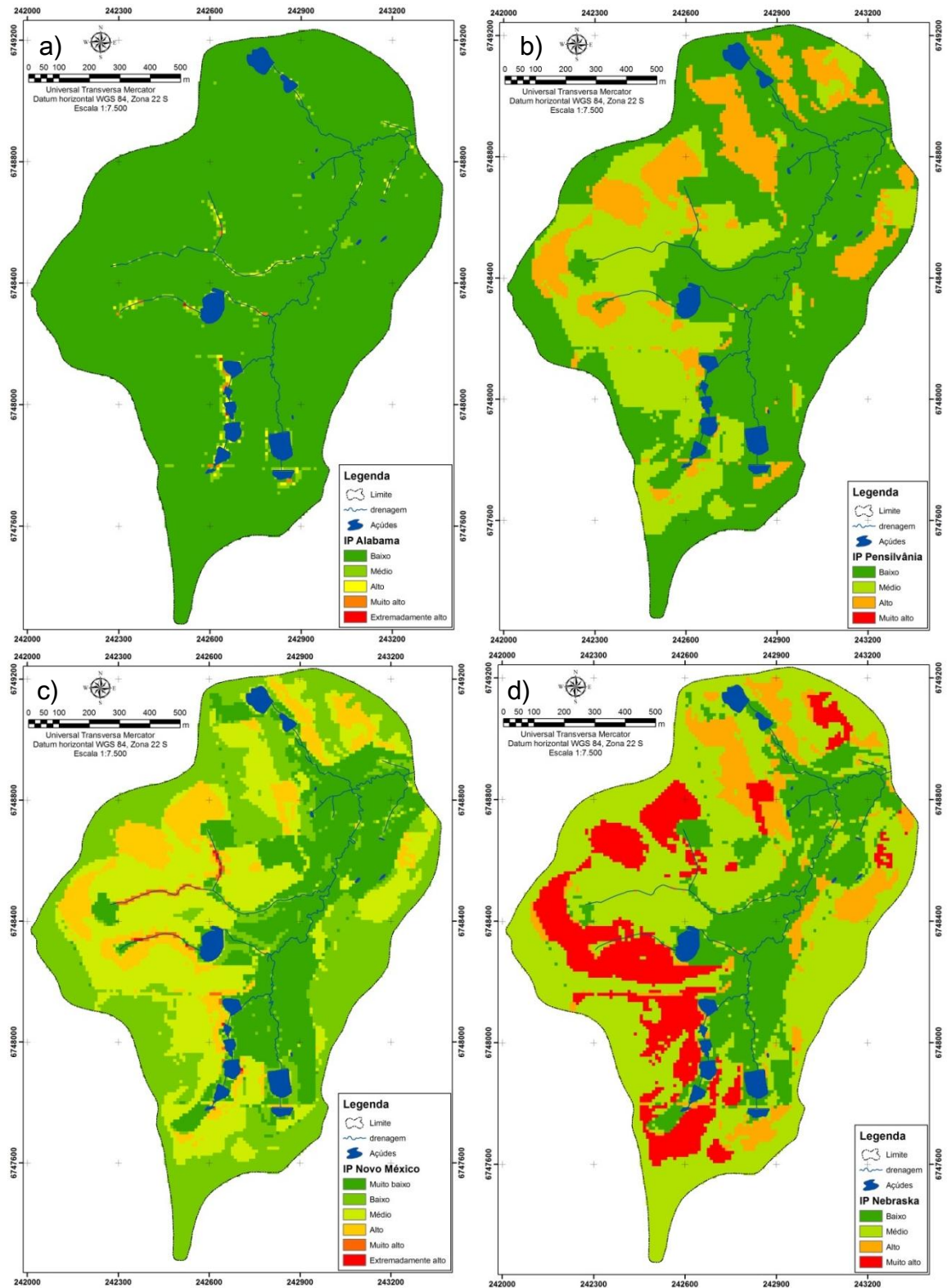


Figura 16 - Distribuição geográfica do Índice de fósforo de acordo com a vulnerabilidade à perda de fósforo, nas quatro versões utilizadas na PBH₁₄₀; a) IP Alabama, b) IP Pensilvânia, c) IP Novo México d) IP Nebraska. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.

A área que apresenta vulnerabilidade à perda de fósforo classificada como “Alta” ou “Muito alta” representa, respectivamente, 9,9% e 16,4 %, das quais 56 e 94,2% se situam em áreas de lavoura, respectivamente. Essas áreas correspondem principalmente àquelas lavouras ou pastagens que ocupam regiões com declividade maior do que 10%, bem como áreas de estradas em zonas de muito declive. Pode-se observar a distribuição na Figura 16d.

Ao realizarse a simulação de como seria a vulnerabilidade de perda de P se os solos da PBH₁₄₀ apresentassem teores considerados adequados para o rendimento dos cultivos (de acordo a CQFS RS/SC, 2004), constatou-se que o aumento do teor de P no solo não afetaria grandemente o IP nas versões estudadas (Tabela 19, Figura 17).

Tabela 19 - Porcentagem da superfície classificado de acordo a sua vulnerabilidade à perda de fósforo de acordo com o Índice de fósforo de cada versão, Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos - RS.

Vulnerabilidade	Alabama (NRCS, 2001)	Pensilvânia (Lemunyon e Gilbert, 1993)	Novo México (Flynn et al., 2000)	Nebraska (Eghball e Gilley, 2001)
	----- % -----			
Muito baixa	-----	-----	25,2	-----
Baixa	97,1	58,8	29,9	19,8
Média	1,9	26,2	22,0	53,5
Alta	0,8	15,0	20,0	4,8
Muito alta	0,3	0,0	2,8	22,0
Extremamente alta	0,0	-----	0,1	-----

Quando se passa da situação atual para um novo cenário com níveis adequado de P no solo, no IP Alabama a área classificada como de vulnerabilidade “baixa” diminui apenas em 0,2%, enquanto que o de vulnerabilidade “Média” muda de 1,8 para 1,9% (Figura 17a).

Para uma mudança análoga, o IP da Pensilvânia apresentou redução de 11,9% na faixa de vulnerabilidade considerada como “Baixa” e aumentou 11,2% na faixa de vulnerabilidade considerada como “Média”. É possível observar que a porcentagem de superfície classificada como “Baixa” passou a integrar aquela classificada como “Média”, em consequência do aumento do teor de P no solo (Figura 17b).

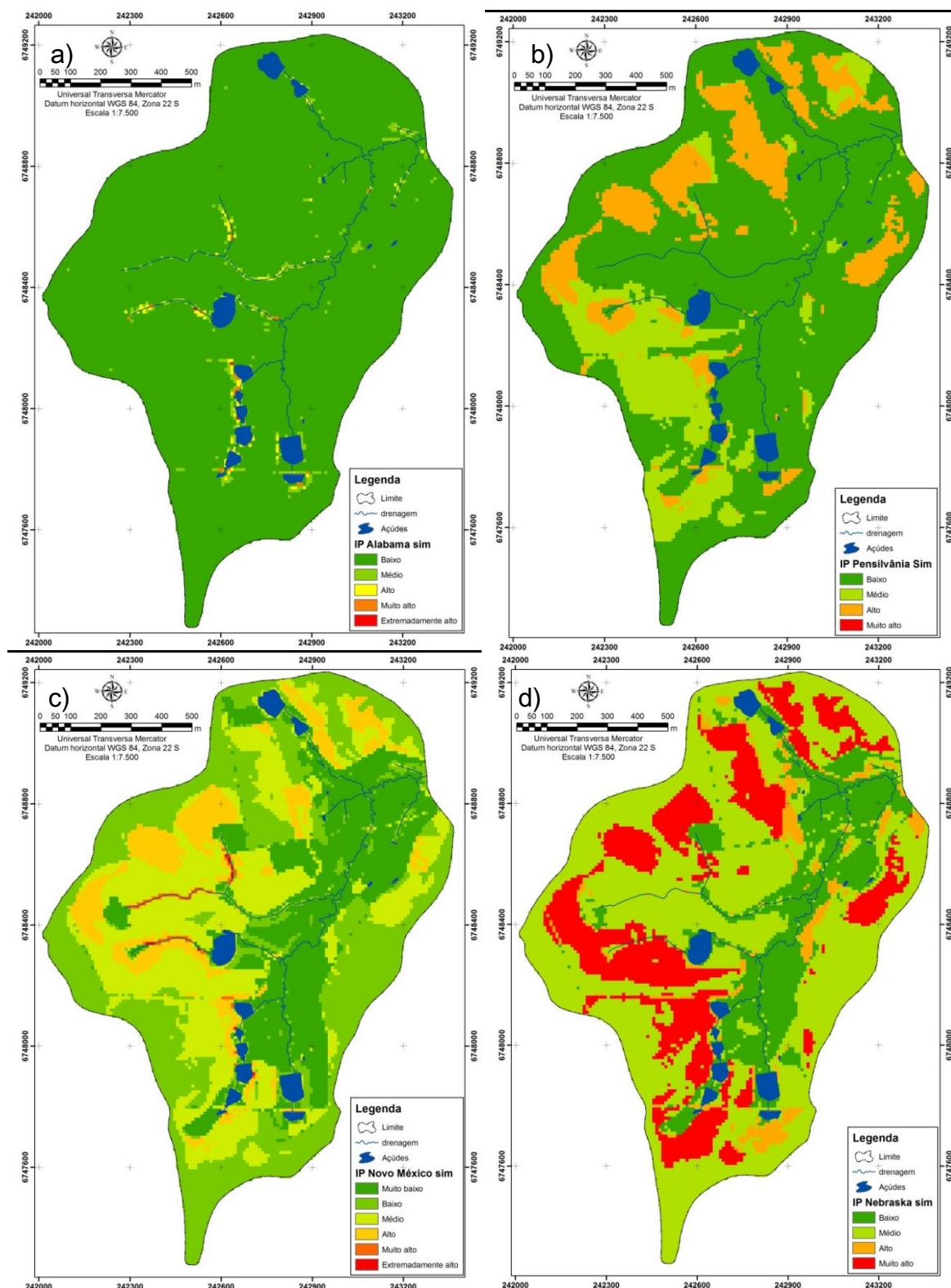


Figura 17 - Distribuição geográfica do Índice de fósforo de acordo com sua vulnerabilidade à perda de fósforo, simulando o fósforo do solo, nas quatro versões utilizadas na PBH₁₄₀; a) IP Alabama, b) IP Pensilvânia, c) IP Novo México d) IP Nebraska. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.

O IP da versão Novo México novamente apresentou um comportamento similar ao do IP da Pensilvânia, pois a faixa classificada como “baixa” ou “muito baixa” vulnerabilidade à perda de P diminuiu em 14,0%, passando de 69,1 a 55,1%, e, a faixa classificada como “Média” aumentou de 15,5 a 20%, um aumento de 4,5% (Figura 17c).

Diferentemente do IP da Pensilvania, parte da área da PBH₁₄₀ passou a integrar a faixa classificada como de “Alta” vulnerabilidade de perda de P. Foi registrado um aumento de 7,4% nesta faixa, que passou de 12,6 a 20,0%, em consequência do aumento no teor de P no solo no novo cenário (Figura 17c).

O IP Nebraska não sofreu muita alteração com a simulação de aumento de P no solo: parte da área da faixa classificada como de “Baixa” vulnerabilidade passou a integrar a faixa classificada como “Média”, sendo que esta aumentou de 50,6 para 53,5%, um aumento de 2,9%. Já a faixa classificada como de “Baixa” vulnerabilidade diminuiu em 3,2% (Figura 17d).

Os dados obtidos de perda de P se adequam àqueles estimados pela versão do Alabama do P-Index. A PBH₁₄₀, embora perca mais solo do que a PBH₈₀, não apresenta perdas de P tão altas, principalmente devido à baixa quantidade de P no solo. Esta PBH possui muita área de mata e de açudes, o que permite reter parte da água e do sedimento oriundo das lavouras, permitindo que as partículas sedimentem antes de chegarem ao curso d'água principal. Observa-se que a simulação do novo cenário (com quantidade de P adequado no solo para cultivos extensivos) não afeta grandemente a vulnerabilidade de perda de P na PBH₁₄₀, que é inferior inclusive à da PBH₈₀.

5.4 CONCLUSÕES

a) Apesar dos trabalhos de monitoramento e de assistência técnica da EMATER vem ocorrendo aumento dos conflitos entre o uso do solo para atividades agropecuárias e a preservação ambiental;

b) Há baixa aplicação de conhecimentos agrônômicos nas PBHs para melhorar a produtividade das culturas ou da pastagem. Isso pode ser visualizado através de algumas características das PBHs: o baixo pH do solo, a presença de alumínio trocável, baixo teor de fósforo, adensamento do solo na camada entre 5 a 20 cm, a erosão causada por plantio em sentido do declive, a falta de cobertura do solo e o SPD mal manejado;

c) Os solos das PBHs apresentam predominância de argilomineral 1:1 (caulinita), embora apresentem também argilomineral 2:1, principalmente nas áreas de baixadas;

d) Devido ao baixo teor de fósforo no solo das lavouras, o qual se deve à pouca aplicação de fertilizantes fosfatados, todas as áreas estudadas envolvendo as classes de uso do solo nas duas PBHs (lavouras, pastagens e matas) podem estar contribuindo com a poluição difusa de fósforo nos cursos hídricos;

e) O fósforo particulado biodisponível na PBH₁₄₀ é maior que na PBH₈₀. Na PBH₁₄₀ há maior P_{pb} no solo de mata do que no de pastagem. Já o P_{ppb} do solo de pastagem é menor do que nos demais usos. Na PBH₈₀ não há diferença nos teores de P_{pb} e P_{ppb} entre os diferentes usos. Em ambas as PBHs, a taxa de dessorção é maior nos solos de lavouras do que nos demais usos;

f) A versão do índice de fósforo do Alabama foi a que melhor estimou a vulnerabilidade da perda potencial de P nas pequenas bacias hidrográficas. Já, a versão do IP de Nebraska foi a que melhor preve o que poderia acontecer, caso fosse aplicada grandes quantidades de fósforo nas áreas agrícolas dessas PBHs.

6 ESTUDO II: FORMAS DE FÓSFORO PRESENTES NOS CURSOS HÍDRICOS EM EVENTOS PLUVIOMÉTRICOS.

6.1 INTRODUÇÃO

6.1.1 Transferência e a dinâmica do sedimento

A erosão hídrica é o processo de desprendimento, arraste e deposição de partículas de solo, em que a energia que provoca a erosão provém do impacto da gota de chuva ou do escoamento superficial. No processo de erosão hídrica, somente uma fração das partículas erodidas passarão a formar parte de sedimentos nos cursos hídricos. A maior parte das partículas se depositará de forma temporária ou permanente em determinadas áreas dentro da BH. No solo, o escoamento superficial ocorre quando a água que precipita na superfície do solo, por chuva ou por irrigação, não é capaz de infiltrar-se no solo e acaba deslocando-se sobre a superfície (PRUSKI et al., 2004).

Geralmente, em ambientes naturais, existe equilíbrio entre a perda de água por escoamento superficial e a perda de material do solo. No entanto, a ação antrópica interfere diretamente neste equilíbrio. A retirada da vegetação nativa para a produção agrícola, pecuária ou para outros fins, degrada a estrutura do solo. Nas suas condições originais, geralmente o solo possui alta capacidade de infiltração, acomodando a maior parte da água precipitada, (PRITCHETT, 1979), dependendo também de outros fatores como a umidade antecedente e a porosidade do solo.

Atualmente, os problemas ambientais são causados principalmente pelo uso do solo fora da sua capacidade de aptidão, bem como pelo seu manejo inadequado, o que provoca o aumento do escoamento superficial e do transporte de sedimentos, nutrientes e pesticidas (BORTOLUZZI et al., 2006; PELLEGRINI et al., 2009).

Em termos hidrológicos, a produção de sedimento se refere ao material fragmentário (derivado da rocha ou de material biológico), que pode ser deslocado pela água, vento ou gelo, desde seu lugar de origem ao de deposição; quando esses fragmentos se encontram nos cursos d'água, são considerados materiais aluviais, que são transportados em suspensão, ou como material sólido de fundo (CARVALHO, 2008; Agencia Nacional de Águas, 2011). O sedimento que chega ao curso hídrico originalmente fazia parte do solo. No entanto, ele é uma

partícula geralmente mais fina, gerada pelo processo de erosão seletiva, através da qual as partículas da fração areia são depositadas antes de chegar ao curso hídrico, restando a fração mais fina para compor o sedimento (QUINTON et al., 2001).

A dinâmica que envolve os sedimentos é complexa, pois é determinada pela força gravitacional e pela energia cinética, sendo o escoamento superficial o principal agente de transporte do sedimento. O escoamento superficial é a variável mais sensível do ciclo hidrológico (TUCCI, 2006), e a deposição do sedimento ocorre somente quando a velocidade do escoamento superficial é reduzida (PRUSKI et al., 2004).

Existe uma série de fatores que afetam o transporte do sedimento. Os cursos hídricos com mata ripária, ou zonas de APP, além de proporcionarem ambiente adequado para o desenvolvimento de plantas e animais, diminuem a quantidade de água que chega ao córrego por escoamento superficial. As matas ripárias e as zonas de APP são áreas que possuem maior capacidade de infiltração, diminuindo o pico da vazão pelo retardamento da enxurrada, protegendo as margens da erosão (NEARY et al., 2010), sendo inclusive capazes de reduzir a carga de poluentes que chega aos cursos d'água e às nascentes (PELLEGRINI, 2005; PELLEGRINI, 2011).

A distribuição e a posição das lavouras e das estradas na paisagem em uma BH são, em muitos casos, mais importantes para o processo de transferência de sedimento do que a sua contribuição relativa em termos de área (PELLEGRINI, 2005). As estradas, embora ocupem pequena superfície, comparada com outros usos, podem ser responsáveis por importante quantidade de sedimento, por não terem sido construídas de maneira apropriada (MINELLA et al., 2007; TIECHER et al., 2011).

A dinâmica hidrossedimentológica em bacias hidrográficas também é fortemente influenciada pelas áreas úmidas, localizadas às margens dos cursos d'água (HEWLETT e HIBBERT, 1967). Essas áreas, apesar de serem propensas a gerar escoamento superficial, possuem vegetação palustre e densa, o que retém o sedimento e reduz a velocidade de escoamento, facilitando a decantação (LOWRANCE et al., 2002; VERSTRAETEN et al., 2006; ATTANASIO et al., 2012).

Pellegrini (2013) observou que a PBH₁₄₀, por possuir maior proporção de mata ciliar, apresentou maior regularidade nas variáveis relacionadas à vazão, proporcionando menor escoamento superficial e maior escoamento de base. A PBH₈₀, por apresentar maior proporção de áreas úmidas, teve redução sensível nas variáveis associadas com o transporte

de sedimentos, demonstrando que a preservação de mata-ciliares e das áreas úmidas são ações complementares e necessárias para a amortização das ondas de cheia e para reduzir e desconectar as áreas que são fontes de sedimentos para os cursos de água.

As chuvas de maior intensidade são responsáveis pela produção de maior concentração de sedimento (SEQUINATTO, 2007; SCHENATO, 2009; BARROS, 2012; PELLEGRINI, 2013). Juntamente com o sedimento temos o P adsorvido, principalmente na forma particulada (WETZEL, 2001; HOROWITZ, 2009). Por outro lado, áreas de lavouras com manejo inadequado do solo e localizadas sobrejacentes às áreas úmidas contribuem para maximizar os impactos de grandes precipitações, aumentando o escoamento superficial e reduzindo a reserva hídrica em períodos de estiagem (PELLEGRINI, 2013).

6.1.2 A dinâmica do fósforo nos cursos hídricos

Em pequenas bacias hidrográficas, o P que chega aos cursos d'água por escoamento superficial ocorre em curto período de tempo. Pequenas concentrações de $0,01 \text{ mg L}^{-1}$ e $0,02 \text{ mg L}^{-1}$ de P solúvel e P total, respectivamente, podem ser suficientes para desencadear o processo de eutrofização (SHARPLEY et al., 1987; SHARPLEY, 2000). A quantidade de P que chega ao curso hídrico depende da entrada de sedimento e da presença de maior ou menor área antropizada (PELLEGRINI, 2005; SQUENATTO, 2009; LIU et al., 2012). Geralmente, as áreas de BHs produzem mais sedimento quanto mais antropizadas forem e, conseqüentemente, as áreas mais antropizadas produzem maior quantidade de P total, bem como de maior P_{pb} e P_{ppb} (PELLEGRINI, 2005; SQUENATTO, 2009). A entrada de P varia com a fase da vazão no curso hídrico. Schenato (2009) e Bortoluzzi et al. (2013), por exemplo, constataram que na fase final da vazão há maior P total em uma BH com plantio de fumo.

A quantidade e a forma em que o P se encontra no sedimento variam amplamente entre os cursos hídricos (ZHOU et al., 2001), sendo que o tamanho da partícula de sedimento exerce importante função na biodisponibilidade de P. A quantidade de P total e de P biodisponível aumentam quando o tamanho das partículas diminui (MONBET et al., 2010; ZHU et al., 2013). As formas de P orgânico e de P ligado aos óxidos de ferro geralmente são as mais abundantes e que podem ser disponibilizadas em certos ambientes (MONBET et al., 2010; RUBAN et al., 1999).

Kerr et al. (2011) constataram que o solo de uma BH na Austrália apresentava maior teor de P extraído por HCl (P-Ca) e menores teores de P extraído por NaOH (P-Fe/Al) e de P residual (não lábil) do que o sedimento em suspensão coletado em eventos pluviométricos. As partículas do sedimento com diâmetro $< 63 \mu\text{m}$ apresentaram enriquecimento de todas as frações de P (com exceção do P-Ca), mostrando que existe um transporte seletivo das partículas de solo em direção ao curso hídrico, e que isso provoca o aumento do teor de P biodisponível no sedimento, quando comparado ao solo. Denardin et al. (2005) constataram, em um latossolo, que o sedimento transportado pela enxurrada, possuía, em média, 2,0 vezes mais matéria orgânica, 2,8 vezes mais P_2O_5 , 2,3 vezes mais K_2O e 1,9 vezes mais CaO, do que no solo original da lavoura. Esses resultados mostram que há concentração de nutrientes no sedimento em função da erosão seletiva.

A composição mineralógica do sedimento também influencia na liberação de P, especialmente quando há predominância de esmectitas e ilitas (GONÇALVES, 2007). Sedimentos com argilominerais 2:1 apresentam maior possibilidade de liberação de fosfato, pois a energia de ligação é menor, sendo mais de natureza eletrostática que por ligação química, ao contrário do que ocorre com os argilominerais 1:1 ou com minerais nas formas de óxidos. No entanto, os argilominerais na forma de óxidos sofrem modificações na sua estrutura ao serem submetidos a ambientes reduzidos, podendo liberar o fósforo que está quimiossorvido a eles (BOHN, 1971). Gonçalves (2007) atribuiu a fraca ligação do fosfato ao sedimento em numa BH cultivada com fumo, à predominância de argilominerais 2:1. A presença de matéria orgânica dissolvida pode inibir a sorção de P a argilominerais como goetita, gibsitita e caulinita (HUNT et al., 2007).

Nos sistemas aquáticos, o P pode ocorrer em muitas formas químicas diferentes, mas apenas o P na forma de ortofosfato estará prontamente disponível para assimilação pelos organismos aquáticos, como as algas. O ambiente onde se encontra o sedimento é diferente daquele onde se encontra o solo; quando uma partícula passa do solo para o curso hídrico sofre mudanças no seu ambiente, principalmente quanto às condições de oxi-redução e ao pH, o que altera a dinâmica de sorção dos nutrientes na partícula do argilomineral, principalmente no caso do fósforo (STUMM et al., 1996; SONDERGAARD, 2003; SQUENATTO, 2009; MONBET et al., 2010).

A biodisponibilidade do P é de difícil medição devido à alta afinidade deste com as partículas erodidas (sedimentos) e à reversibilidade do processo de adsorção/dessorção. A forma em que o P será liberado dependerá da maneira com que este elemento se encontra

ligado às partículas e das condições físico-químicas da interfase sedimento-água (PETTERSSON e ISTVANOVICS, 1988). Uma vez que o P se encontra na água, ocorre o balanceamento entre o P particulado na solução e no sedimento, sendo atingido rapidamente o equilíbrio na superfície das partículas. Já no caso do P contido no interior das partículas, o equilíbrio é atingido lentamente. O sedimento pode começar a liberar P apenas quando ocorre a ressuspensão das partículas que se encontram no fundo dos cursos hídricos, o que ocorre principalmente em ambientes lênticos (anóxicos). Nesse caso, o Fe presente no sedimento se reduz, e o P ligado a ele é liberado na água (CORRELL, 1999).

A deficiência de oxigênio faz com que ocorra aumento da liberação de P (SCHENATO, 2009). Em ambiente anóxico, a dinâmica do fósforo que se encontra sorvido de forma específica na superfície dos óxidos é alterada, e este é liberado à solução do solo à medida que ocorre redução do Fe (VAHL, 1999; RANNO et al, 2007). Em ambientes anóxicos, grande parte do P total está na forma orgânica, podendo ser liberado se as condições forem adequadas para isso. Nesses ambientes o P orgânico pode representar até 25% do P disponível (BHADHA e JAWITZ, 2010), e embora as macrófitas só absorvam o ânion ortofosfato, o P orgânico que entra nos cursos hídricos também pode ser mineralizado, passando a ser importante fonte de P para o fitoplâncton e as bactérias e participando do equilíbrio dinâmico entre o P particulado e o solúvel (CORRELL, 1999). Em lagos da China, o P orgânico lábil e o moderadamente lábil foram as principais frações de P encontradas em lagos eutróficos, e seus teores apresentaram boa correlação com os de matéria orgânica (HUO et al., 2011).

Considerando o exposto acima, o que se determina como P biodisponível do material erodido pode não representar a realidade, pois não se leva em conta alguns fatores como aeração das partículas, movimentação, sedimentação, estratificação e redução (SHARPLEY et al., 1987).

Do ponto de vista de sua disponibilidade determinada empregando diferentes extratores químicos, o P do solo (neste caso, do sedimento) pode ser agrupado em lábil (P extraído por resina trocadora de ânions e por bicarbonato), moderadamente lábil (P extraído por hidróxido de sódio) e não lábil (P extraído por ácidos fortes) (RHEINHEIMER et al., 2008). As curvas de dessorção são 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).

Existem vários trabalhos sobre fracionamento de P em solos e em sedimentos. No entanto, são poucos os estudos que tentam integrar e compreender as duas partes do sistema em BHs. O presente trabalho visa compreender as formas, proporção e natureza do fósforo presente no sedimento durante os eventos pluviométricos, nas suas diferentes fases, assim como comparar esses dados com aqueles relativos ao fracionamento de P do solo das PBHs. A análise desses resultados permitirá verificar se existe enriquecimento de algumas formas de P e se há possibilidade potencial de eutrofização das águas das BHs por efeito da liberação do fósforo presente no sedimento durante eventos pluviométricos.

6.2 MATERIAL E MÉTODOS

6.2.1 Coleta e processamento das amostras do sedimento

Os dados detalhados sobre o monitoramento hidrosedimentológico encontram-se em Pellegrini (2013). O período de monitoramento hidrosedimentológico foi de 36 meses (01/01/2010 a 31/12/2012) na PBH₁₄₀ e 29 meses na PBH₈₀ (30/07/2010 a 31/12/2012). Nesse período, foram monitoradas a precipitação, a vazão, a turbidez e a concentração de sedimentos em suspensão (CCS) em 16 eventos; os três primeiros parâmetros foram medidos automaticamente durante os eventos pluviométricos.

A precipitação foi monitorada com o auxílio de uma estação agrometeorológica automática e de um pluviógrafo, que registraram os volumes precipitados a cada 10 e 5 minutos, respectivamente, além de três pluviômetros. A vazão foi monitorada através de duas calhas Parshall com larguras críticas de 1,22 e 1,52 m, para a PBH₈₀ e PBH₁₄₀, respectivamente (Figura 18). Os resultados foram registrados em intervalos de 5 minutos, por um datalogger conectado a um linígrafo de pressão, instalado em cada seção de controle. Próximo às calhas foram instalados turbidímetros para monitoramento da concentração de sedimento em suspensão a cada 5 minutos. As amostras de sedimento em suspensão foram coletadas com um amostrador modelo DH 48, por meio da integração vertical da amostra.

As amostras foram transportadas ao laboratório de Química e Fertilidade de Solos do Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria, distante aproximadamente 56 km das PBHs, onde foram submetidas às análises correspondentes.

A CSS das amostras coletadas durante os eventos pluviométricos foi determinada pelo método da evaporação em estufa a 105°C. Com os resultados de CSS foram geradas equações, através de relações com os valores de turbidez (NTU - Nephelometric Turbidity Unit) e também com os valores da vazão (PELLEGRINI et al., 2011). Também foi estimada a produção de sedimento em suspensão de cada PBH, por meio de uma curva-chave envolvendo os pontos amostrados, a qual relaciona a massa de sedimento transportada no tempo em diferentes vazões. Estas equações foram aplicadas aos valores contínuos de vazão, resultando na descarga de sedimento, a qual posteriormente foi multiplicada pelo tempo, obtendo-se a descarga de sólidos em suspensão.

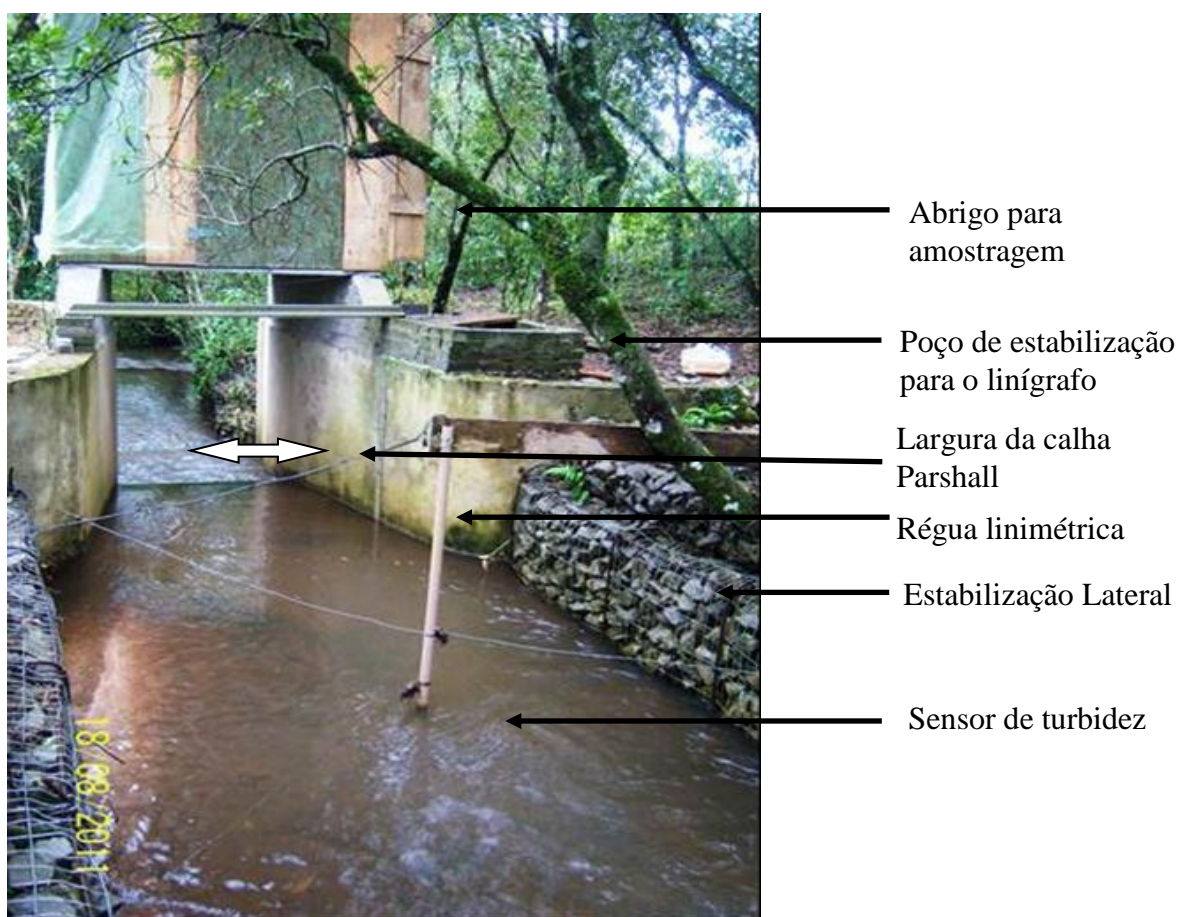


Figura 18 - Vista de montante da secção de monitoramento hidrossedimentométrico da PBH₈₀. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – Rio Grande do Sul.

6.2.2 Análises mineralógicas do sedimento

Para as análises mineralógicas foram utilizadas amostras de sedimento coletados durante a fase de ascensão, pico e ressecção da vazão do evento pluviométrico de 18 de agosto de 2012. Para a coleta de amostras foi tomado sub amostras cada vez que o nível de água

ascendia 2 cm; no pico, no momento que a altura da lâmina d'água estabilizou, e na fase de ressecção quando a lâmina decia 2cm. Posteriormente as amostras foram juntadas de acordo as três fases. Essas amostras foram secas em estufas a menos de 50 °C. As separações em areia, silte e argila, assim como os demais procedimentos e a análise mineralógica do sedimento foram realizados da mesma forma empregada com as amostras de solo, conforme descrito no capítulo I.

6.2.3 Análises químicas do sedimento

Após a chegada das amostras de água + sedimento ao laboratório, esta foi dividida em duas partes, uma destinada à determinação da CCS e outra, às análises químicas.

Inicialmente foram determinados o pH e a condutividade elétrica das amostras de água + sedimento. Posteriormente, uma parte das amostras foi submetida à filtragem empregando filtros de 45 µm.

a) Fósforo total

Para determinar o teor de P das amostras de água + sedimento foram tomados 10 ml de amostra e colocados em tubos de digestão. O P total no sedimento foi determinado empregando-se digestão ácida ($H_2SO_4 + H_2O_2$) na presença de $MgCl_2$ saturado (BROOKES E POLWSON, 1982).

b) Fósforo solúvel

O teor de fósforo solúvel foi analisado logo após a chegada das amostras de água + sedimento ao laboratório. Para determinar o Ps, inicialmente as amostras foram filtradas em uma membrana de celulose com poros de diâmetro inferior a 0,45 µm. A análise de Ps foi feita segundo o método de verde de malaquita (MAKRIS, 2002).

c) Fósforo particulado biodisponível (Ppb) e Fósforo particulado potencialmente biodisponível (Pppb)

O teor de Ppb e Pppb das amostras de água + sedimento foi determinado empregando-se amostras que não foram submetidas à filtração. Para isso, tomou-se 10 ml de amostras e colocou-se em tubos tipo *Falcom* com tampa de rosca. Os demais procedimentos de determinação foram semelhantes àqueles empregados para as determinações de Ppb e Pppb nas amostras de solo, e que já foram descritos no capítulo I.

d) Fracionamento de fósforo no sedimento.

Para efetuar o fracionamento de P, foram utilizadas amostras de sedimento coletados durante a fase de ascensão, pico e descenso da vazão de alguns eventos pluviométricos (Tabela 20). As amostras foram secadas em estufa a 50 °C. A separação da fração do sedimento contendo partículas menores do que 63 µm, assim como as demais análises de fracionamento, seguiram a mesma metodologia utilizada no solo, já descrita no capítulo I.

Para analisar a correlação entre a produção de sedimento e as formas de P obtidas pelos diferentes extratores no fracionamento de Hedley et al. (1982), assim como as demais formas de P (Pt, Pbp e Pppb), foi realizado o teste de coeficiente de correlação, considerando $p=0,05$, com o programa Assistat. Nesse teste, quando o r for maior que 0,7, há forte correlação; r entre 0,7 e 0,3 indica correlação moderada e $r < 0,3$ revela baixa correlação.

6.3 RESULTADO E DISCUSSÃO

6.3.1 Transferência de P em eventos pluviométricos

Considerando os 16 eventos monitorados e apresentados neste capítulo entre 2010 e 2012, observa-se que a precipitação variou de 11 mm a 77,4 mm (Tabela 20). Constata-se alta correlação (0,81) entre a produção de sedimento durante os eventos e a perda de fósforo na PBH₁₄₀, bem como alta correlação (0,80) na produção de sedimento e perda de P na PBH₈₀.

Os dados de precipitação da tabela 20 apresentam correlação média com a produção de sedimento, sendo de 0,35 e 0,48 para as bacias PBH₈₀ e PBH₁₄₀, respectivamente. Dados mais detalhados sobre a precipitação e a transferência de sedimentos podem ser encontrados em Pellegrini (2013). O mesmo ocorre com a precipitação e a perda de P, sendo que a correlação foi de 0,49 e 0,66 (média) entre a precipitação e o P total das bacias PBH₈₀ e PBH₁₄₀, respectivamente.

Tabela 20 - Precipitação, produção de sedimento e perda de fósforo total na PBH₈₀ e PBH₁₄₀ durante os eventos pluviométricos monitorados. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.

Eventos	Data	Chuva mm	PBH ₈₀		PBH ₁₄₀	
			Sedimento	P Total	Sedimento	P Total
			----- kg -----			
--	31/07/2010	20,0	324	0,04	642	0,11
1*	14/04/2011	77,4	674	1,36	4825	12,53
--	20/06/2011	11,0	81	0,19	416	0,71
2	01/10/2011	52,5	1094	2,38	2658	7,97
3	24/10/2011	34,3	135	0,08	187	0,73
4	30/05/2012	66,4	432	0,26	1562	0,98
--	13/08/2012	23,0	4	0,05	45	0,48
5	18/09/2012	44,6	1148	2,47	3059	7,42
--	19/09/2012	39,8	652	0,88	4272	4,86
--	01/10/2012	56,5	249	0,09	733	2,26
6	02/10/2012	74,5	1428	1,79	5669	7,00
7	09/10/2012	54,0	958	0,48	2968	2,60
8	22/10/2012	48,3	4801	3,09	13781	10,92
--	23/11/2012	26,6	15	0,07	259	0,18
--	04/12/2012	23,6	10	0,05	75	0,08
--	11/12/2012	18,0	4	0,10	29	0,27

*Os eventos enumerados de 1 ao 8 foram utilizados para estudar o fracionamento de P nas fases de ascenso, pico e descenso da vazão.

Existe alta correlação entre a produção de sedimento entre as duas PBHs ($r^2 = 0,96$), sendo que na PBH₁₄₀ há maior produção de sedimento que na PBH₈₀. Quando se analisou a produção de sedimento por unidade de superfície, em 119 eventos que ocorreram entre julho de 2010 e dezembro de 2012, foi estimado que, em 14 eventos houve maior perda por unidade de superfície na PBH₈₀ do que na PBH₁₄₀. No entanto, nos eventos onde a perda foi maior na PBH₈₀ ocorreu pouca perda de solo. Já naqueles eventos com perda considerável de solo, houve maior perda de solo por unidade de superfície na PBH₁₄₀ do que na PBH₈₀ (PELLEGRINI, 2013).

Na PBH₈₀ existe menor perda de sedimento e de P no exutório do que na PBH₁₄₀. Quando correlacionou-se a perda de P total entre as duas PBHs, constatou-se alta correlação (0,81) entre os eventos monitorados. A maior perda de sedimento e de P total ocorreu nos eventos de maior intensidade.

Na figura 19 observa-se que nos eventos monitorados houve maior perda de sedimento e P total na PBH₁₄₀ do que na PBH₈₀, sendo que para cada 1000 kg de sedimento perdido na

PBH₁₄₀ ocorreu a perda de 1,58 kg de P. Já na PBH₈₀, com a perda de 1000 kg de sedimento, se estima a perda de 0,77 kg de P. No evento com maior perda de sedimento (22/10/2012), em ambas PBHs a perda de P foi menor do que aquela estimada pela equação (Figura 19).

Considerando-se a perda de sedimento, estimado por Pellegrini (2013), ocorrida desde 31 de julho de 2010 até 31 de dezembro de 2012 na PBH₈₀ (43.197 kg) e na PBH₁₄₀ (198.030 kg), e aplicando-se a equação da Figura 19, é possível estimar que na PBH₈₀ foram perdidos 6,71 kg de P, e na PBH₁₄₀ 86,7 kg de P em 30 meses. Em outras palavras, perdeu-se 0,03 kg de P ha⁻¹ ano⁻¹ na PBH₈₀ e 0,24 kg de P ha⁻¹ ano⁻¹ na PBH₁₄₀. Isto significa uma perda de P por unidade de superfície que é 7,1 vezes mais elevada na PBH₁₄₀ em relação à da PBH₈₀. Isso ocorre mesmo havendo importante quantidade de açudes na PBH₁₄₀, os quais influenciam a dinâmica hidrológica da bacia, retendo parte do sedimento e, conseqüentemente, do P total.

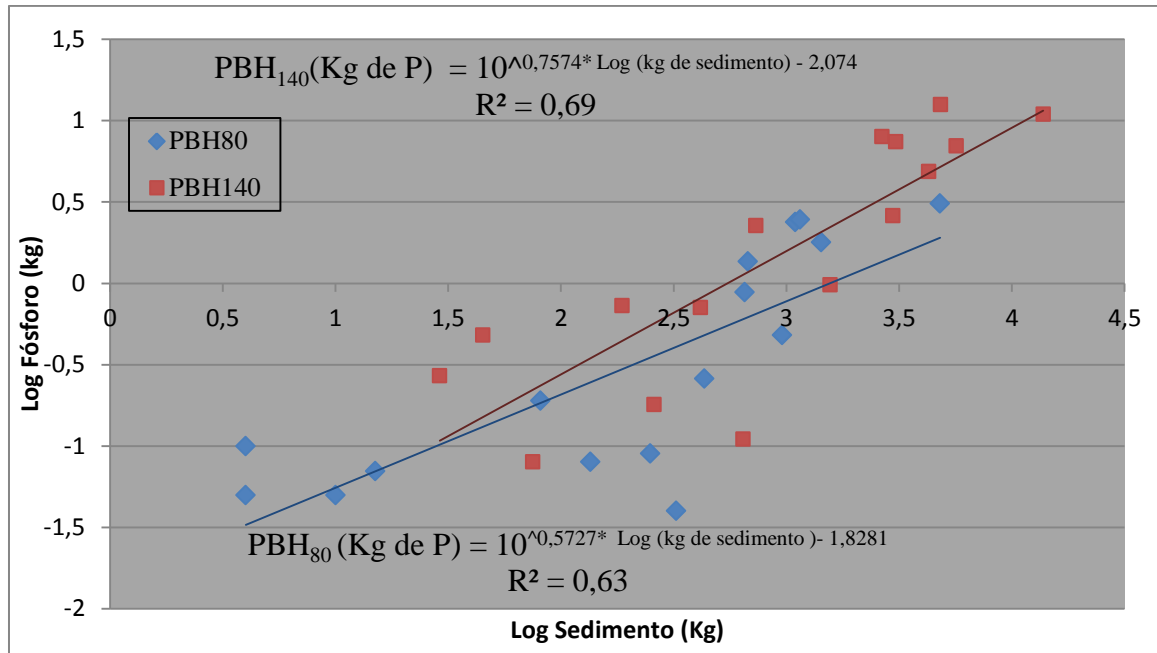


Figura 19 - Produção de sedimento e perda de fósforo total na PBH₈₀ e PBH₁₄₀ durante eventos pluviométricos monitorados. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.

DISCUSSÃO

A alta correlação entre a perda de sedimento e a perda de P total se dá pelo fato de o P do solo ser perdido principalmente na forma particulada (>75%), adsorvido ao sedimento, sendo que 95% do sedimento erodido é perdido durante os eventos pluviométricos (HOROWITZ, 2009). Portanto, para o caso específico do P, práticas conservacionistas de solo como implantação de terraços, plantio em sentido perpendicular ao declive, evitar o revolvimento excessivo do solo, faixas de proteção, entre outras medidas que evitem a perda de solo por erosão, serão eficientes no controle de perda de P particulado. Sharpley et al. (2008) avaliando 248 eventos entre 1997 e 2006, concluíram que 93% dos eventos tinham período de recorrência (PR) de um ano e foram responsáveis por 47% da transferência de fósforo total, no entanto, os dois maiores eventos com PR de 10 anos, foram responsáveis pela perda de 23% do fósforo total.

O fato da perda de P na PBH₁₄₀ determinada no evento de 22/10/2012 (13781 kg de sedimento, Tabela 20) ter sido maior do que a estimada (11655 kg de sedimento) (PELLEGRINI, 2013), pode ser atribuída ao predomínio da fração areia sobre as demais frações que costuma ocorrer em eventos de muita vazão (GONÇALVES, 2007). Assim, existe

menor perda de P por unidade de sedimento perdido, uma vez que na fração argila e silte haverá mais P total do que na fração areia.

A baixa correlação existente entre a precipitação nas PBHs e a perda de P pode ser devida a que cada evento possui características únicas, relacionados tanto aos parâmetros que descrevem o evento pluviométrico (a intensidade e duração da chuva, tamanho de gotas, etc) quanto às características da bacia no momento da precipitação (condição de cobertura do solo nesse momento, umidade do solo antecedente ao evento e o tempo transcorrido entre a aplicação de P nas áreas agrícolas e a precipitação).

Pode-se observar na figura 20 que entre os meses de outubro a dezembro o solo de uso agrícola da BH₁₄₀ encontrava-se bastante descoberto, facilitando a erosão e o escoamento superficial. Já nos meses de fevereiro a agosto, o solo se encontrava mais coberto, seja pela cultura da soja, seja por plantas de inverno.

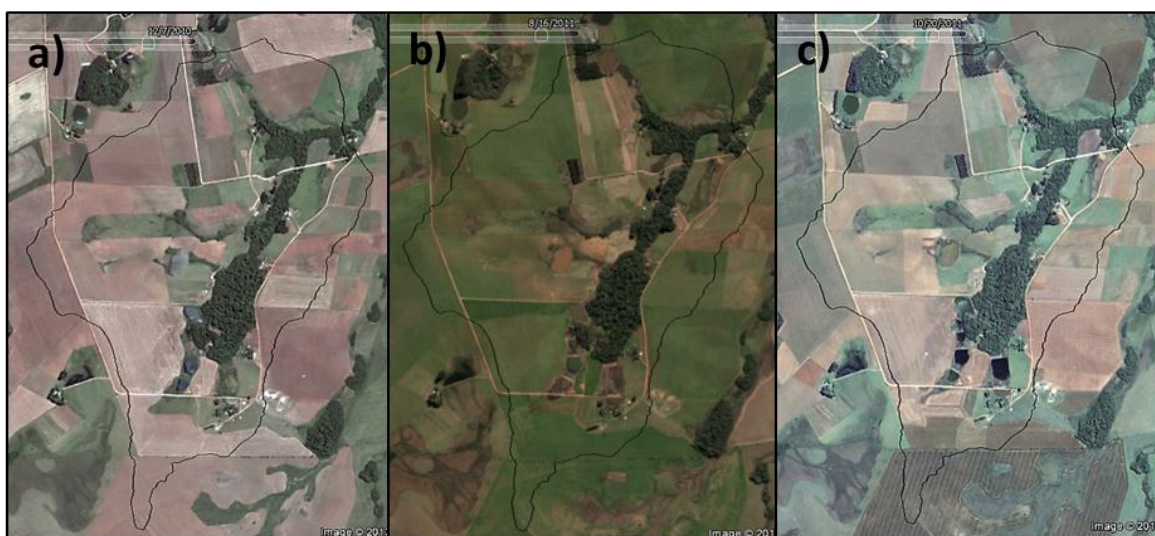


Figura 20 - Cobertura do solo na PBH₁₄₀, em: a) 07/12/2010, b) 16/08/2011 e c) 20/10/2011, observada através de imagem de satélite disponível no software Google Earth. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.

A alta correlação na perda de sedimento entre as duas PBHs demonstra que ambas apresentam os mesmos problemas quanto a classes de uso de solo e manejo do solo. No entanto, o fato da PBH₁₄₀ perder mais sedimento que a PBH₈₀ pode ser devido a que na PBH₁₄₀ existe maior conectividade entre as áreas agrícolas e o curso hídrico, principalmente no seu lado oeste, já que a porcentagem de uso agrícola é semelhante para ambas as bacias (66,9% e 61,8% na PBH₈₀ e na PBH₁₄₀, respectivamente). Portanto, a água tem maior

possibilidade de arrastar sedimento em superfície na PBH₁₄₀. Também se deve considerar a fisiografia das PBHs, pois embora a PBH₈₀ apresente maior declividade, ela possui áreas úmidas (varzeas) perto dos cursos hídricos permitindo que o sedimento se deposite nessas áreas de baixada antes de chegar aos rios, como foi sugerido por Pellegrini (2013).

Pellegrini (2013), aplicando o coeficiente de regularização de vazão, observou que este foi maior na PBH₁₄₀, mas que o coeficiente de dissipação de energia erosiva indicou ter havido maior trabalho erosivo na PBH₁₄₀, possivelmente devido ao fato desta bacia apresentar degradação dos extratos vegetativos inferiores da mata. O coeficiente de dissipação de energia erosiva foi menor na PBH₈₀, por que essa bacia apresenta maior proporção de área úmida, o que diminui o trabalho erosivo. Assim, a diminuição do trabalho erosivo foi atribuída às características da vegetação lacustre da bacia, que dissipam a energia e retêm os sedimentos.

A maior perda de P na PBH₁₄₀ se dá por dois motivos. O primeiro, porque existe maior perda de sedimento nesta PBH e, como demonstrado anteriormente, existe alta correlação entre perda de sedimento e perda de P total. O segundo motivo é que esta apresenta maior teor de P no solo e, portanto, haverá maior chance de ocorrer perda de fósforo nas suas diferentes formas do que na PBH₈₀. A menor perda de sedimento e P na PBH₈₀ ocorre porque nesta bacia há diminuição da energia cinética ocasionada pela área de banhado.

A quantidade de sedimento e de P total que é perdido nas PBHs é baixa se comparada a outras PBHs monitoradas no RS, como mostram os trabalhos realizados por Minella (2003), Pellegrini (2005), Gonçalves (2007), Schenato (2009), em PBHs nos municípios de Agudo e Arvorezinha, em que os autores detectaram concentrações de P total superiores a 12 mg kg⁻¹ nas amostras de água + sedimento analisadas. Nas PBHs de Júlio de Castilhos, a máxima concentração de P encontrada em amostras de água + sedimento durante os eventos foi de 4,7 mg kg⁻¹, sendo que, na maioria dos eventos, a concentração de P total não superou 0,7 mg kg⁻¹.

Além disso, no período entre os eventos em Júlio de Castilhos, o teor de P total sempre esteve abaixo do limite crítico de 0,1 mg L⁻¹ de fósforo total para ambientes lóticos, sendo enquadrado na classe I de acordo ao estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005).

Embora o solo venha sendo mal manejado pelos agricultores (baixa aplicação de calcário e fertilizantes, ausência de plantas de cobertura no inverno e integração agricultura pecuária praticada de maneira precária), a fisiografia das PBHs em estudo é bem mais suave do que aquela das PBHs de Agudo e de Arvorezinha, o que diminui muito o risco de erosão

do solo. Aliado a isso, nas PBHs de Júlio de Castilho o principal cultivo é a soja em SPD, enquanto que em Agudo e Arvorezinha é o tabaco em cultivo convencional. A maneira com que o tabaco é cultivado implica que o solo seja revolvido pelo menos duas vezes ao ano e que seja fertilizado com adubação fosfatada em doses muito superiores às utilizadas pelos produtores de soja das PBHs de Júlio de Castilhos.

6.3.2 Estudo detalhado de dois eventos pluviométricos

No evento ocorrido em 14/04/2011, quando a precipitação foi de 77 mm em menos de quatro horas, observou-se que, embora a PBH₁₄₀ (142,6 ha) seja 1,8 vezes maior que a PBH₈₀ (78,3 ha) (Figura 21 e 22), a vazão de pico na PBH₁₄₀ ($0,817 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) foi 2,29 vezes maior do que a da PBH₈₀ ($0,356 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$). Esses dados evidenciam que na PBH₁₄₀ existe maior energia e perda de água por escoamento superficial, o que pode aumentar os processos erosivos e de transporte de sedimentos, apesar da existência de açudes e meandros que diminuem a energia no sistema.

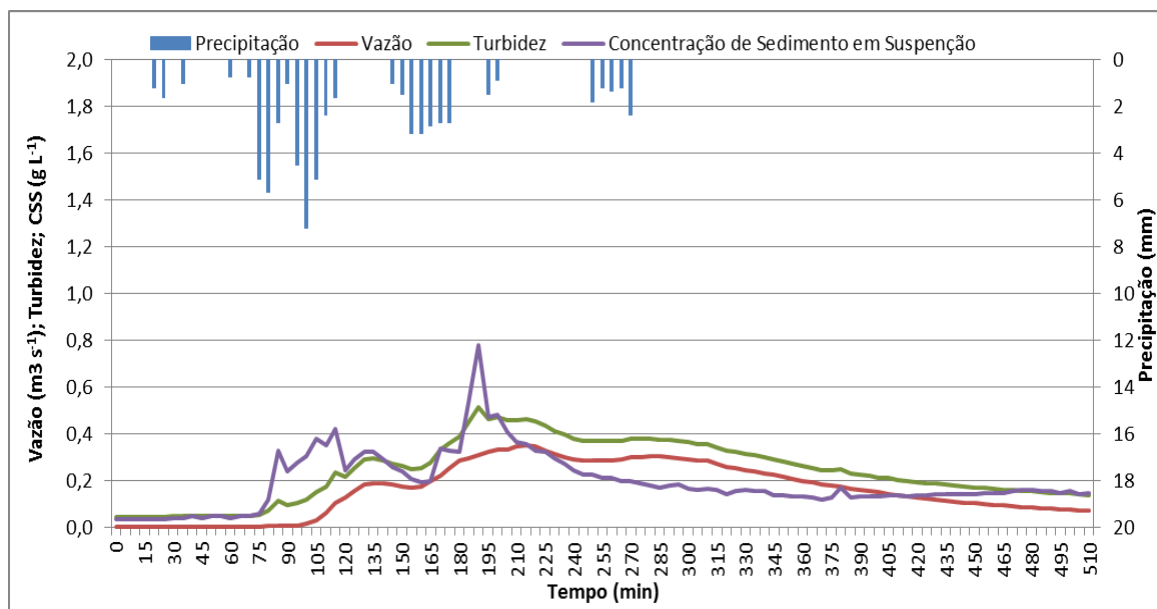


Figura 21- Precipitação pluvial, vazão superficial, turbidez e concentração de sedimentos em suspensão (CSS) registrados durante um evento pluviométrico ocorrido no dia 14/04/2011, na seção de controle da PBH₈₀. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos, RS.

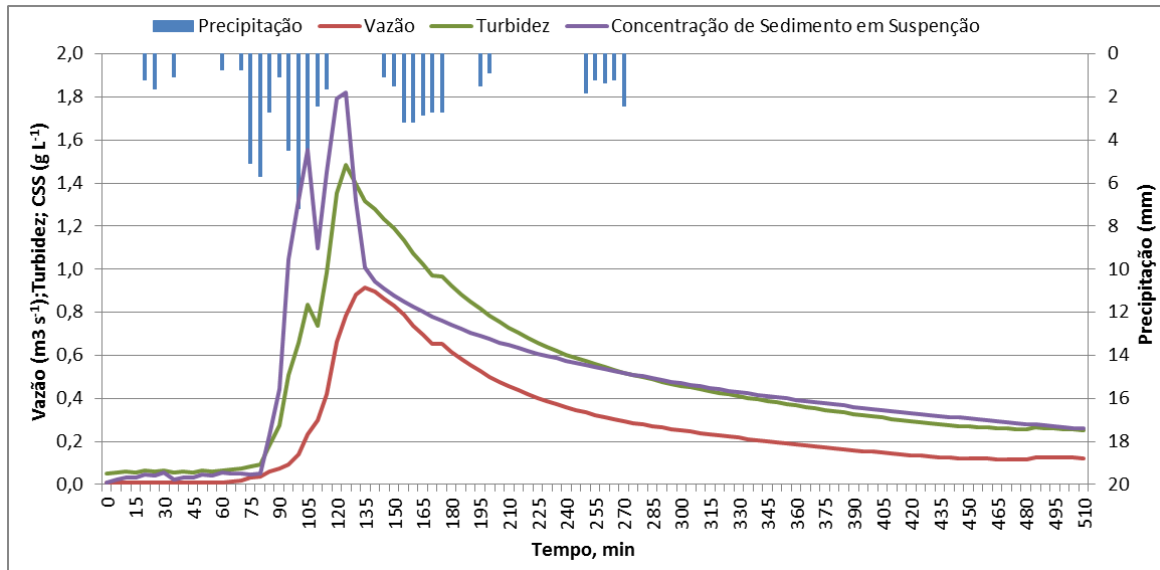


Figura 22 - Precipitação pluvial, vazão superficial, turbidez e concentração de sedimentos em suspensão (CSS) registrados durante um evento pluvial ocorrido no dia 14/04/2011, na seção de controle da PBH₁₄₀. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos, RS.

Nas Figuras 21 e 22 observa-se que o início do aumento da vazão e a vazão de pico (tempo de pico) na PBH₁₄₀ ocorrem de forma mais rápida que na PBH₈₀. Embora a PBH₈₀ seja mais redonda, e isso indicaria que o escoamento deveria chegar mais rápido, na prática não ocorre, isso demonstra que ocorre efeito de armazenamento na PBH₈₀, por efeito das áreas úmidas. Após 50 minutos do início do aumento da vazão na PBH₁₄₀, já é atingida o tempo de pico de pico ou vazão máxima do evento; a seguir, a vazão começa a baixar novamente. Já na PBH₈₀, o comportamento da vazão é diferente, pois ela aumenta de forma mais lenta e o pico de vazão ocorre somente após 110 minutos do início do escoamento, reforçando ainda mais a ideia de efeito de armazenamento, sendo a ressecção da vazão também mais lento que na PBH₁₄₀.

A máxima concentração de sedimento em suspensão (CSS) foi de 1,85 mg L⁻¹ na PBH₁₄₀ e de 0,50 mg L⁻¹ na PBH₈₀ (Tabela 21). O pico da CSS durante este evento, em ambas as bacias, ocorreu momentos antes da vazão máxima registrada neste evento.

A condutividade elétrica (CE) da água + sedimento em suspensão (ASS) diminuiu com o aumento da vazão (Tabela 21). Inicialmente a CE foi de 39,9 e 37,1 $\mu\text{S cm}^{-1}$ na PBH₈₀ e PBH₁₄₀, respectivamente, e com o aumento da vazão diminuiu para 20,4 e 20,2 $\mu\text{S cm}^{-1}$, próximo ao pico na PBH₈₀ e PBH₁₄₀, respectivamente; posteriormente voltou a aumentar em ambas PBHs. O pH, por sua vez, diminuiu durante o evento, pois inicialmente era de 7,0 e 7,2

na PBH₈₀ e PBH₁₄₀, respectivamente e foi diminuindo com o decorrer do evento, sem voltar a aumentar o seu valor (Tabela 21).

Os teores de Ps foram em geral baixos, sendo que na PBH₈₀ esse parâmetro foi aproximadamente duas vezes menor do que na PBH₁₄₀, sem haver diferença durante a evolução do evento (Tabela 21).

Tabela 21 - Tempo de amostragem, vazão, concentração de sedimentos em suspensão (CSS), condutividade elétrica (CE), pH, fósforo solúvel (Ps), fósforo total (PT), fósforo particulado biodisponível (Ppb), fósforo particulado potencialmente biodisponível (Pppb) e a porcentagem do Pppb que é representado pelo Ppb, registrados durante o evento pluvial do dia 14/04/2011, na secção de controle em duas bacias hidrográficas de cabeceira. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos, RS.

Coleta	Tempo (min)	Vazão (m ³ s ⁻¹)	CSS (g L ⁻¹)	CE mmho cm ⁻¹	pH	Ps mg L ⁻¹	PT mg L ⁻¹	Ppb	Pppb	Ppb (%)
PBH₈₀										
1	0	0,005	0,077	39,9	7,0	0,01	0,09	0,01	0,04	23,5
2	50	0,014	0,155	29,2	6,9	0,01	1,14	0,01	0,06	22,2
3	75	0,141	0,501	22,9	6,5	<0,01	0,47	0,02	0,05	32,3
4	90	0,205	0,372	21,5	6,4	<0,01	0,82	0,03	0,09	33,9
5	132	0,268	0,253	20,7	6,1	0,01	0,55	0,02	0,07	22,9
6	152	0,356	0,378	20,4	6,0	0,01	0,28	0,02	0,06	35,4
7	260	0,316	0,142	22,6	6,0	0,01	0,12	0,01	0,03	43,1
8	320	0,205	0,109	25,3	6,0	<0,01	0,18	<0,01	0,01	18,4
9	380	0,141	0,152	28,8	6,2	0,01	0,12	0,01	0,05	17,8
10	440	0,098	0,116	27,9	6,0	0,01	0,18	<0,01	0,02	21,9
PBH₁₄₀										
1	0	0,009	0,069	37,1	7,2	0,02	0,39	0,07	0,13	40,0
2	84	0,022	0,235	37,1	7,0	0,01	0,82	0,14	0,27	50,8
3	96	0,049	0,291	29,1	6,7	0,02	3,78	0,17	0,46	52,5
4	121	0,300	0,607	26,6	6,6	0,02	4,69	0,25	0,64	36,3
5	126	0,419	0,782	26,4	6,4	0,02	3,97	0,34	0,76	38,5
6	130	0,551	1,853	29,0	6,3	0,02	2,13	0,14	0,27	45,3
7	163	0,817	0,997	20,2	6,2	0,02	1,13	0,09	0,20	50,1
8	187	0,593	0,568	20,5	6,1	0,02	0,62	0,05	0,12	46,2
9	360	0,176	0,257	21,4	6,3	0,02	0,31	0,05	0,09	44,4
10	459	0,106	0,290	21,2	6,1	0,02	0,39	0,07	0,13	57,1

O PT, Ppb e Pppb aumentaram com o aumento da vazão e da CSS, e diminuíram com a diminuição destes. No entanto, nem sempre o pico de cada um desses parâmetros coincidiu com o da vazão ou da CSS. O teor de PT das amostras de água + sedimento da PBH₁₄₀ foi superior a PBH₈₀, alcançando o valor máximo de 4,69 mg L⁻¹ na PBH₁₄₀ e de 1,14 mg L⁻¹ na PBH₈₀. Em ambas as PBHs, a máxima concentração de PT acontece antes do pico do evento, ocorrendo inclusive antes da máxima concentração de sedimento nas PBHs.

Da mesma forma, foi verificado que o pico de concentração de Ppb em ambas as bacias ocorre antes do pico de vazão e do pico da CSS. O teor de Ppb da água + sedimentos erodidos na PBH₁₄₀ foi em média 10 vezes maior do que na PBH₈₀. O valor máximo de PT foi observado antes do pico da CSS, em ambas as PBHs (Tabela 21). O teor de Pppb na PBH₁₄₀ seguiu a mesma tendência, sendo em média 7 vezes superior a PBH₈₀. Além disso, o teor de Pppb foi 2,1 e 3,7 vezes maior que o teor de Ppb na PBH₁₄₀ e na PBH₈₀, respectivamente (Tabela 21).

Apesar do aumento do valor absoluto do teor de Pppb com o aumento da vazão nas amostras de água + sedimento, a porcentagem de Pppb em relação ao PT diminuiu com o aumento da vazão e voltou a aumentar novamente com a diminuição da vazão.

Na PBH₁₄₀ foi observado correlação ($p < 0,05$) entre o PT e o Ppb ($Ppb = 0,0492 * PT + 0,0473$; $R^2 = 0,78$) e PT com o Pppb ($Pppb = 0,1299 * PT + 0,0703$; $R^2 = 0,88$). No entanto, não se observou significância na PBH₈₀ entre o PT, Ppb e Pppb ($R^2 = 0,21$ e $R^2 = 0,43$, respectivamente).

No evento ocorrido nos dias 18 (44,5 mm) e 19 de agosto de 2012 (39,7 mm), o somatório total de precipitação foi de 84,2 mm, em 25 horas, apresentando, portanto, menor intensidade do que a precipitação de 14/04/2011. O evento ocorrido entre os dias 18 e 19 poderia ser considerado como dois eventos, no entanto neste trabalho eles serão tratados como um só evento e suas duas etapas serão descritas como “primeiro” e “segundo pico” (Figura 23 e 24). Quando comparado ao evento de 14/04/2011, neste evento, em ambas as PBHs houve rápido aumento da vazão no primeiro pico, chegando ambas as bacias a apresentarem vazões de pico semelhantes. A vazão de pico na PBH₈₀ foi de 0,748 e 0,547 m³s⁻¹ no primeiro e segundo pico, respectivamente (Figura 23). Na PBH₁₄₀ a vazão de pico foi de 0,839 e de 0,696 m³s⁻¹ no primeiro e segundo pico, respectivamente, sendo a primeira vazão de pico da PBH₁₄₀ superior em 12% que a vazão de pico da PBH₈₀, e 27% superior na segunda vazão de pico (Figura 24).

Na PBH₁₄₀, a CSS medida foi superior, alcançando 1,4 g L⁻¹ contra 0,9 g L⁻¹ na PBH₈₀ durante o primeiro pico. No segundo pico, como a intensidade da precipitação foi menor, também foi menor a vazão máxima em ambas PBHs, e o tempo entre o início do escoamento e a vazão de pico foi maior.

Quando comparados os eventos de abril de 2011 e os dos dias 18 e 19 de setembro de 2012, constata-se que o pico de CSS em ambos os eventos antecedeu a vazão de pico (Tabela

22), sendo que a CCS foi menor no evento de setembro de 2012. Além disso, para a PBH₈₀, no evento de setembro de 2012 houve aumento da CSS no primeiro pico, enquanto que o segundo pico de CSS praticamente não foi afetado pelo aumento da vazão (Figura 23).

Assim como na chuva de 14 de abril, no evento de agosto de 2012 a condutividade elétrica e o pH da ASS diminuíram com o aumento da vazão (Tabela 22). No entanto, na PBH₈₀ tanto a CE quanto o pH foram inferiores aos valores correspondentes na PBH₁₄₀.

Os teores de Ps nas amostras de água + sedimento na PBH₈₀ foram baixos, oscilando entre 0,01 e 0,02 mg L⁻¹; já na PBH₁₄₀ os valores correspondentes foram bastante altos, chegando a ser em alguns momentos até 6 vezes maiores do que na PBH₈₀. Observa-se que no primeiro pico da vazão há maior concentração de Ps em ambas PBHs, embora isso seja mais visível na PBH₁₄₀. Já no segundo pico do evento de 18 de agosto de 2012, o Ps é maior na fase de ascensão da vazão na PBH₁₄₀, diminuindo posteriormente, enquanto que na PBH₈₀ não há diferença entre as três fases da vazão com relação ao segundo pico.

Quando comparados com os valores obtidos no evento de abril de 2011, constata-se que os valores de Ps são semelhantes na PBH₈₀, enquanto que na PBH₁₄₀ há maior concentração de Ps no evento de agosto de 2012 do que no evento de abril de 2011.

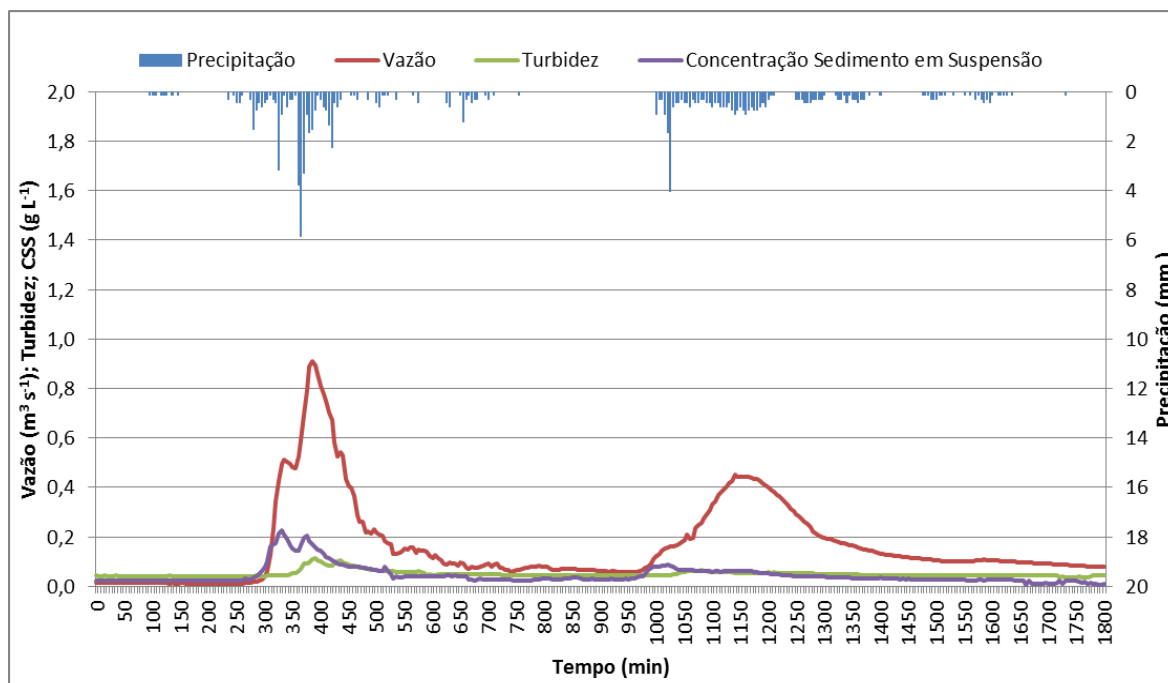


Figura 23 - Precipitação pluvial, vazão, turbidez e concentração de sedimentos em suspensão (CSS) registrados durante um evento pluvial ocorrido no dia 18-19/09/2012, na secção de controle da PBH₈₀. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos, RS.

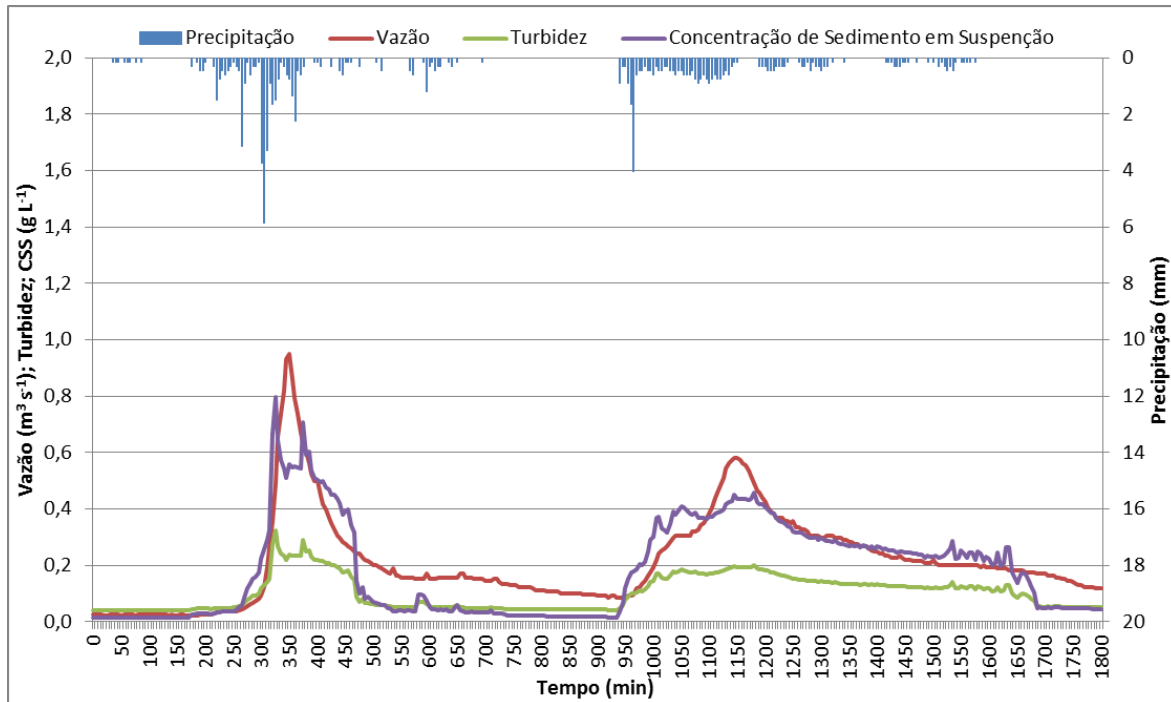


Figura 24 - Precipitação pluvial, vazão, turbidez e concentração de sedimentos (CSS) registrados durante o evento pluvial ocorrido no dia 18-19/09/2012, na secção de controle da PBH₁₄₀, Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos, RS.

Como no evento de abril de 2011, na chuva de agosto de 2012 o teor de PT das amostras de água + sedimento da PBH₁₄₀ foi superior àquele da PBH₈₀, alcançando os valores máximos de 2,10 e 0,47 mg L⁻¹ na PBH₁₄₀ no primeiro e segundo picos, respectivamente; e de 0,90 e 0,13 mg L⁻¹ no primeiro e segundo picos da PBH₈₀, respectivamente. Em ambas PBHs, a máxima concentração de P total ocorre antes do pico de vazão do evento, apresentando-se inclusive antes da máxima concentração de sedimento nas PBHs. Ao comparar-se com o PT do evento de 14 de abril de 2011 constata-se que no evento de abril de 2011 houve 1,3 e 8,8 vezes mais PT do que no primeiro e segundo picos, respectivamente, do evento de agosto de 2012 na PBH₈₀ e que houve 2,2 e 10 vezes mais PT no primeiro e segundo pico, respectivamente do que no evento de agosto de 2012 da PBH₁₄₀.

O Ppb aumenta em ambas PBHs com o aumento da vazão no primeiro pico; já no segundo pico, apenas na PBH₁₄₀ ocorre aumento de Ppb com o aumento da vazão. A Ppb é responsável pela maior parte da Pppb, chegando a representar 86% do Pppb. Há muita oscilação na porcentagem do Pppb e este parâmetro não guarda muita relação com a vazão ou com a CSS.

Tabela 22 - Tempo de amostragem, vazão, concentração de sedimentos em suspensão (CSS), condutividade elétrica (CE), pH, fósforo solúvel (Ps), fósforo total (PT), fósforo particulado biodisponível (Ppb), fósforo particulado potencialmente biodisponível (Pppb) e a porcentagem do Pppb que é representado pelo Ppb, registrados durante o evento pluvial do dia 14/04/2011, na secção de controle em duas bacias hidrográficas de cabeceira. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos, RS.

Coleta	Tempo (min)	Vazão (m ³ s ⁻¹)	CSS (g L ⁻¹)	CE mmho cm ⁻¹	pH	Ps mg L ⁻¹	PT	Ppb	Pppb	Ppb (%)
PBH₈₀										
1	0	0,118	0,025	27,9	6,5	0,01	0,06	0,01	0,02	23,8
2	300	0,131	0,055	24,0	6,6	<0,01	0,10	0,00	0,01	38,5
3	330	0,329	0,171	22,8	6,3	0,01	0,37	0,02	0,03	63,1
4	341	0,497	0,526	25,6	6,3	0,01	0,46	0,03	0,04	75,0
5	355	0,594	0,725	24,2	6,3	0,02	0,66	0,04	0,07	49,7
6	388	0,673	0,512	22,5	6,3	0,01	0,90	0,04	0,06	66,3
7	402	0,748	0,888	24,5	6,3	0,02	0,56	0,04	0,06	68,6
8	427	0,706	0,465	26,8	6,3	0,01	0,35	0,02	0,03	61,3
9	453	0,617	0,244	27,9	6,5	0,02	0,21	0,02	0,03	85,9
10	531	0,417	0,129	26,4	6,4	0,01	0,16	0,02	0,03	45,9
11	899	0,187	0,054	26,3	6,3	0,01	0,07	0,02	0,03	62,8
12	952	0,297	0,144	25,1	6,5	<0,01	0,13	0,01	0,01	86,8
13	1021	0,417	0,119	21,6	6,5	0,01	0,13	0,01	0,02	68,8
14	1117	0,547	0,094	22,5	6,5	0,01	0,11	0,01	0,03	34,1
15	1166	0,484	0,063	22,9	6,5	0,01	0,10	0,01	0,02	44,4
16	1209	0,417	0,054	22,4	6,4	0,01	0,09	0,01	0,02	45,6
17	1315	0,329	0,037	21,5	6,6	0,01	0,08	0,01	0,01	49,7
18	1539	0,263	0,030	21,9	6,5	<0,01	0,05	0,01	0,02	55,8
PBH₁₄₀										
1	0	0,178	0,124	38,9	7,5	0,05	0,10	0,04	0,04	79,7
2	297	0,282	0,356	36,3	7,2	0,03	0,28	0,04	0,06	64,7
3	310	0,429	0,508	30,8	7,0	0,03	0,56	0,06	0,09	68,4
4	320	0,520	0,887	29,2	6,7	0,04	0,77	0,13	0,16	84,6
5	326	0,643	1,443	30,4	6,5	0,04	1,34	0,19	0,25	76,2
6	335	0,769	0,980	28,4	6,4	0,06	2,10	0,15	0,21	71,7
7	346	0,839	0,584	28,9	6,4	0,05	1,59	0,11	0,16	67,3
8	365	0,748	0,401	26,8	6,4	0,06	1,59	0,12	0,16	78,6
9	405	0,635	0,222	26,3	6,4	0,06	0,60	0,08	0,10	74,5
10	465	0,466	0,137	27,7	6,6	0,03	0,34	0,05	0,06	77,0
11	480	0,380	0,098	29,2	6,7	0,02	0,25	0,03	0,04	74,2
12	705	0,338	0,231	28,1	6,9	0,01	0,23	0,02	0,02	68,2
13	952	0,485	0,244	30,5	6,8	0,05	0,46	0,07	0,09	80,0
14	990	0,502	0,277	30,5	6,7	0,05	0,42	0,06	0,07	74,5
15	1055	0,619	0,445	24,8	6,6	0,03	0,39	0,07	0,10	74,5
16	1091	0,696	0,262	23,8	6,6	0,04	0,47	0,07	0,09	73,5
17	1151	0,579	0,202	25,1	6,6	0,04	0,43	0,04	0,05	77,2
18	1211	0,520	0,191	24,8	6,7	0,02	0,23	0,03	0,05	68,2
19	1315	0,485	0,135	27,0	6,7	0,03	0,26	0,03	0,04	68,6
20	1375	0,448	0,130	28,5	6,8	0,02	0,23	0,02	0,04	58,9

Quando são comparados os evento de 14 de abril de 2011 e o de agosto de 2012, observa-se que na PBH₈₀ os valores de Ppb e Pppb são semelhantes. No entanto, na PBH₁₄₀ há

cerca de duas vezes mais Ppb e Pppb no primeiro evento do que na chuva de agosto de 2012 (Tabela 22).

Na PBH₁₄₀ foi observada uma correlação de 0,91 entre o PT e o Ppb ($Ppb = 0,0953*PT$; $R^2 = 0,82$) e do PT com o Pppb (correlação = 0,88; $Pppb = 0,0997*PT$; $R^2 = 0,68$). Já na PBH₈₀, observou-se a correlação de 0,87 entre o PT e o Ppb ($Ppb = 0,056*PT$; $R^2 = 0,72$) e a correlação de 0,82 entre PT e o Pppb ($Pppb = 0,089*PT$; $R^2 = 0,44$).

DISCUSSÃO

A diferença de vazão entre as duas PBHs no primeiro evento, e a similaridade da vazão em ambas PBHs no segundo evento, pode ter ocorrido em parte pela umidade do solo no período antecedente aos eventos, pois antes do evento de 14 de abril de 2011 houve uma precipitação de 28,9 mm no dia 27 de março (18 dias antes). Já antes da precipitação de 18 de agosto de 2012, choveu no dia 10 de agosto (41 mm) e no dia 17 de agosto (7,3 mm). Isto significa que o solo no segundo evento possivelmente tinha maior umidade, principalmente nas áreas úmidas, o que fez com que na PBH₈₀ grande parte da precipitação tenha escoado superficialmente, quase alcançando a vazão de pico da PBH₁₄₀. O efeito das áreas úmidas pode ser observado no tempo de vazão de pico; essas áreas úmidas diminuem a velocidade do escoamento superficial na PBH₈₀.

A maior CSS na PBH₁₄₀ se deve, possivelmente, à maior conectividade entre os diferentes usos da terra e destes com os cursos d'água, bem como à menor área de banhado, comparativamente à PBH₈₀, pois nessas áreas de baixada ocorre a deposição do solo erodido das lavouras.

A diminuição da CE e do pH é devida ao efeito de diluição de sais no volume de água escoada durante a precipitação, pois antes da ocorrência da chuva a vazão dos córregos é muito baixa, sendo de apenas 0,009 e 0,005 m³ s⁻¹ nas bacias PBH₁₄₀ e PBH₈₀, respectivamente.

Os baixos teores de Ps são decorrentes dos baixos níveis de P disponível encontrados na maioria dos solos das lavouras e pastagens das bacias. Além disso não há gado em confinamento, criação de suínos de mediano ou grande porte ou aviários nas PBHs que poderiam aumentar bastante a possibilidade de contaminação dos cursos hídricos com Ps, como observado por Capoane e Rheinhermer (2013) em uma PBH no noroeste do estado.

Os valores de PT encontrados durante os eventos são superiores ao teor máximo para ambientes lóticos ($0,1 \text{ mg L}^{-1}$) estabelecido pela Resolução nº 357 do CONAMA (BRASIL, 1995). O fato de se ter o máximo PT antes do pico da CSS pode ser devido a que as partículas erodidas no momento do pico possuem granulometria mais grosseira (fração areia), enquanto que aquele material erodido antes do pico da CSS é mais rico em partículas finas (fração argila e silte), as quais possuem maior capacidade de sorver e transportar P.

A maior perda de Ppb na PBH₁₄₀ quando comparada à PBH₈₀ decorre do fato da camada 0-10 cm do solo na PBH₁₄₀ apresentar maior teor de P disponível, comparativamente à camada análoga da PBH₈₀. O maior teor de Ppb nas PBHs de Júlio de Castilhos foi encontrado antes do pico da vazão, diferentemente do que foi observado por Schenato (2009) na bacia de Agudo, em que o maior teor de Ppb ocorreu após o pico da vazão. Isso pode ter ocorrido porque na bacia de Agudo há maior aplicação de fertilizante solúvel nas lavouras de tabaco. Como ao final dos eventos pluviométricos continua escoando água superficial das lavouras, nesse momento a água que escorre possui pouco sedimento em suspensão, mas na bacia de Agudo ela é rica em P dissolvido, de modo que continua havendo perda de P na forma solúvel. Já nas PBHs de Júlio de Castilhos há pouco P disponível e também há pouca perda de P na forma não particulada.

A diferença existente entre o Pppb e o Ppb, demonstra que depois da primeira dessorção de P do sedimento, onde ocorre a maior liberação deste elemento, continua existindo dessorção de P do sedimento para a fase líquida, embora mais lentamente. Esta disponibilização de P por dessorção do sedimento se dará toda vez que se alcance condições adequadas, tais como a possibilidade do sedimento transitar por lugares com baixo teor de Ps na água, ou quando essas partículas sedimentam em banhados, lagos, etc. Os resultados obtidos neste trabalho concordam com aqueles encontrados por Gonçalves, (2007), o qual constatou que 70% do Pppb foi obtido nas três primeiras extrações com RTA em uma PBH com predomínio de lavoura de tabaco.

É importante ressaltar que somente uma parte do P total será solubilizada, ficando grande parte deste na fase sólida do sedimento. Isso demonstra que o PT, considerado indicador de qualidade de água na legislação brasileira, nem sempre pode ser utilizado satisfatoriamente para tal fim. Países como o Reino Unido consideram o Ps com teor de $0,01 \text{ mg L}^{-1}$ para rios e $0,01 \text{ mg L}^{-1}$ de PT para lagos. Zhou et al. (2001) constataram que lagos com o mesmo PT apresentaram diferentes quantidade de P biodisponível para as algas.

Embora exista mais perda de P particulado e solúvel na PBH₁₄₀ do que na PBH₈₀, devido ao teor de P disponível no solo da camada 0-10 cm nas áreas de lavouras da PBH₁₄₀, em geral as perdas na forma particulada e solúvel são baixas, principalmente quando comparada a outras BHs (PELLEGRINI, 2005; SCHENATO, 2009, WALTRICK, 2011).

A baixa perda de Ppb e Pppb quando compara-se com outras PBHs monitoradas deve-se, em grande parte, à baixa dose de P aplicada nas PBHs de Júlio de Castilhos. Em conversas informais com os agricultores das PBHs foi constatado que os mesmos aplicam fertilizantes somente na cultura de verão (que na maior parte das lavouras é soja).

Essa adubação é feita principalmente com a aplicação de 250 a 350 kg ha⁻¹ da fórmula 0-18-18 % de N-P₂O₅-K₂O, respectivamente) ou 200 a 300 kg ha⁻¹ da fórmula 2-23-23 % de N-P₂O₅-K₂O, respectivamente). Em muitos casos, com a aplicação de *cal filler* na dose de 50 a 100 kg ha⁻¹ na linha de semeadura (misturado com o fertilizante) e a aplicação de 50 kg ha⁻¹ de KCl a lanço em cobertura antes do início do florescimento da soja. Assim, anualmente nas lavouras das PBHs são aplicados entre 20 a 30 kg ha⁻¹ de P, quantidade que possivelmente é exportada quase totalmente nos grãos de soja no verão e na forma de leite no inverno, com uma parte sendo transferida via esterco para as áreas de pastagem permanente. Assim, pouco fósforo lábil chega a ser perdido na forma solúvel ou particulada (Figura 25)

6.3.3 Mineralogia do sedimento do evento de 18 de agosto de 2012

Neste trabalho foi descrito apenas o evento de precipitação ocorrido em 18 de agosto de 2012, pois as outras chuvas analisadas apresentaram o mesmo comportamento nas diferentes fases.

A composição mineralógica da fração argila (< 2 µm) da amostra do sedimento da chuva ocorrida em 18 de agosto de 2012 mostra que há predomínio do argilomineral caulinita (d= 0,715 e 0,357 nm) nas três fases, tanto na PBH₈₀ como na PBH₁₄₀, confirmada pelo desaparecimento do reflexo ao aquecer-se a lâmina a 550 °C.

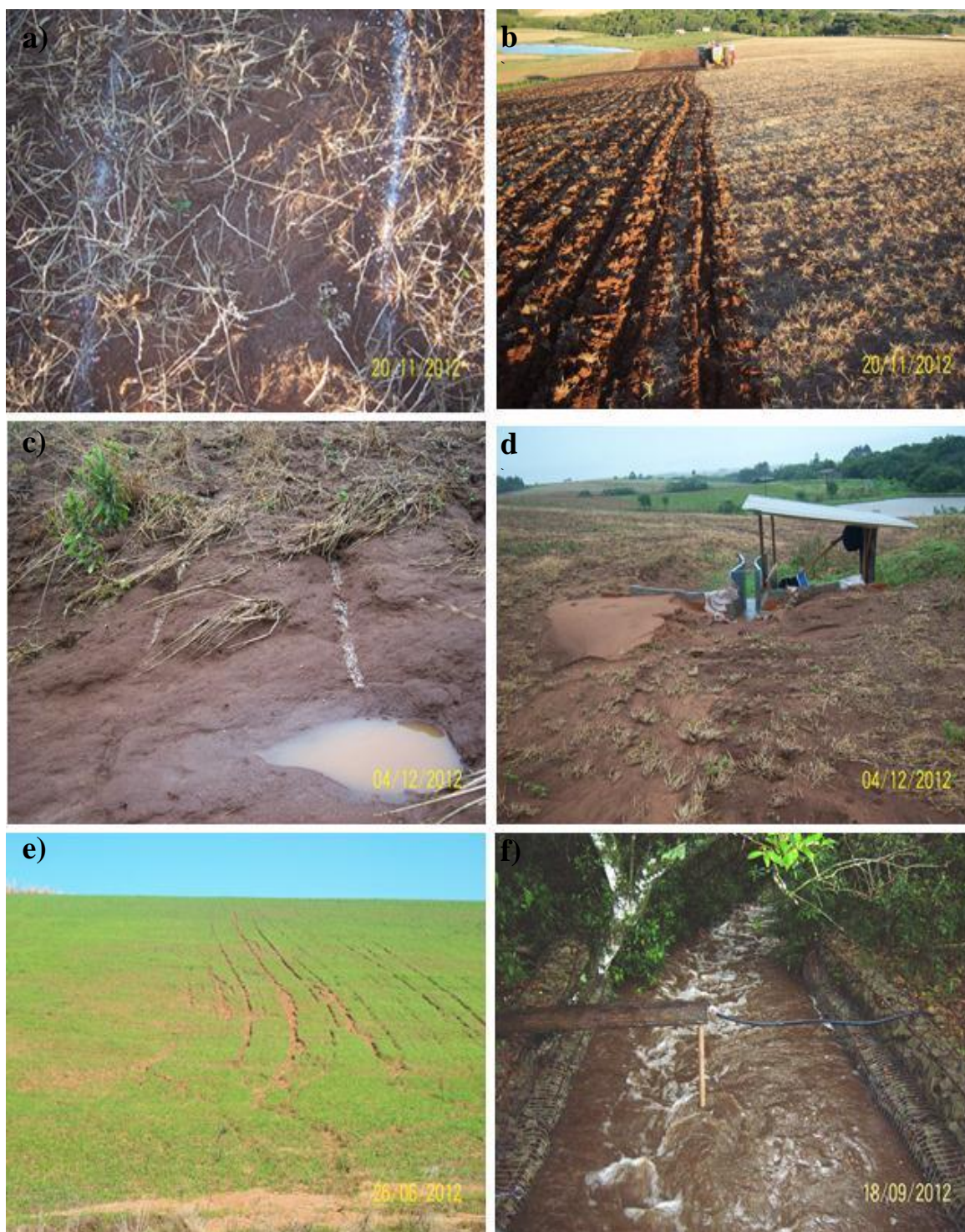


Figura 25 - Imagem de: a) Aplicação de fertilizante misturado com *cal filler*; b) plantio em sentido do declive com abertura de sulco maior que o recomendado; c) aparecimento do fertilizante aplicado após uma chuva intensa; d) acumulação de areia perto da calha em uma lavoura; e) perda do solo e semente na cultura de azevém no inverno; f) perda de água e sedimento durante um evento pluviométrico na PBH₈₀.

A presença de vermiculita observa-se de forma mais acentuada na Fase II (pico do evento), tanto na PBH₈₀ como na PBH₁₄₀ pela presença do reflexo a 1,448 nm, com o fechamento do espaço entrecamadas a $d=1,0$ nm com aquecimento a 350 °C, e aos 550 °C. No entanto, assim como ocorreu com as amostras de solo, não houve completa formação do pico, mas sim uma banda larga próximo a $d=1,0$ nm, o que pode estar relacionado a presença de vermiculita com hidróxi-Al na entrecamada (Figura 26 e 27).

Foram observados vestígios da presença de esmectita ($d=1,5$ nm), principalmente na Fase II pico, em ambas as PBHs, e o fechamento do espaço entrecamadas para $d=1,0$ nm quando a amostra sofreu aquecimento. Também foi observado no difratograma a presença de ilita, ocorrida principalmente na PBH₈₀, o que é indicado pelo reflexo de $d=1,0$ nm com o tratamento de K aquecido a 200 °C, 350 °C e 550 °C. Na PBH₁₄₀, a formação de Ilita não é muito clara, sendo mais visível quando aquecida a 550 °C nas Fase I (de ascensão) e Fase II (pico da vazão) da chuva.

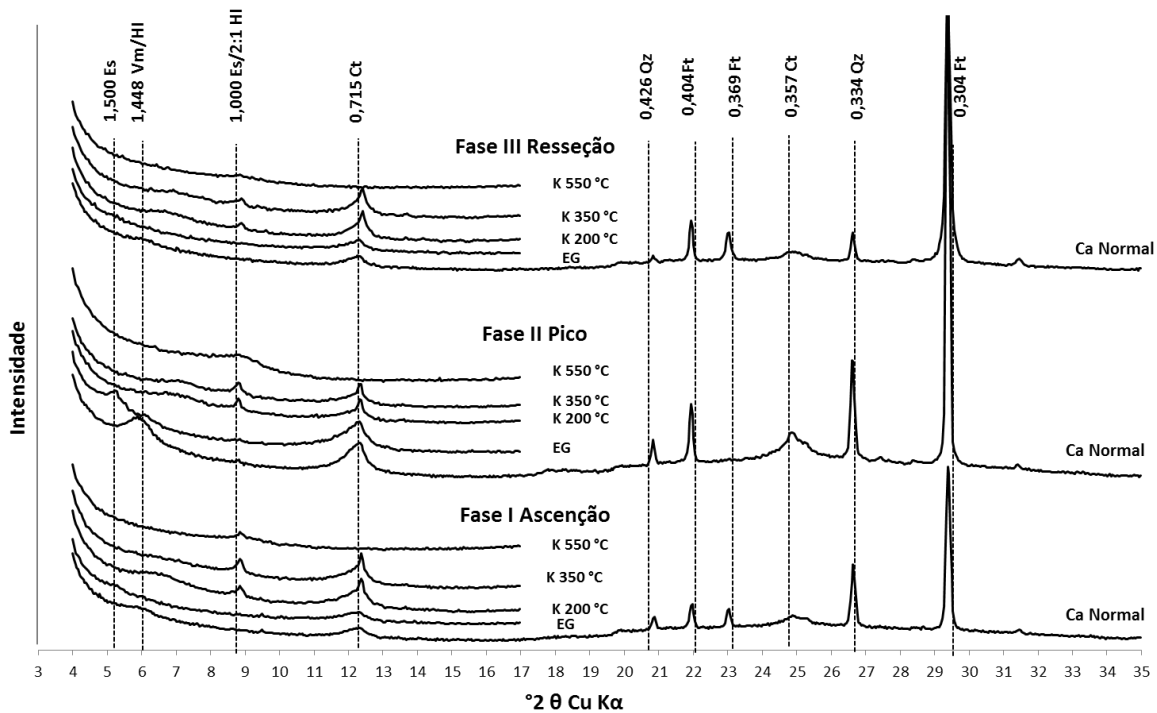


Figura 26 - Difratograma de raios X (DRX) da fração $< 2 \mu\text{m}$, do sedimento coletado na PBH₈₀, no evento pluviométrico de 18 de agosto de 2012, lâmina saturada com cálcio (Ca Normal), com glicerol (CaG), aquecida a 200 °C (K200°C), 350 °C (K350°C) e 550 °C (K550°C). Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS. Vm/Hi (vermiculita/Hidroxi-Al), Il (ilita), Ct (caulinita), Qz (quartzo) e Ft (feldspatos), Es (Esmectita), 2:1 HI (hidroxi-Al).

Em ambas as PBHs e em todas as fases da chuva foram identificados nos difratogramas picos de feldspato ($d= 0,404 \text{ nm}$; $0,369 \text{ nm}$ e $0,304 \text{ nm}$). Também foram observados picos que demonstram a presença de quartzo ($d= 0,426 \text{ nm}$ e $0,334 \text{ nm}$). Este mesmo argilomineral foi representante da fração silte, que apareceu em todos os picos do difratograma (dados não apresentados). Comparado com a mineralogia do sol, se observa que a mineralogia do sedimento possui maior quantidade de esmectita. Na fase de pico aparece mais a esmectita, possivelmente existe maior purificação da mesma na fase de pico que nas outras fases.

Quando comparado as duas PBHs se observa que na PBH₈₀ existe menor quantidade de caolinita e maior quantidade de argilomineral 2:1 qu em aPBH₁₄₀.

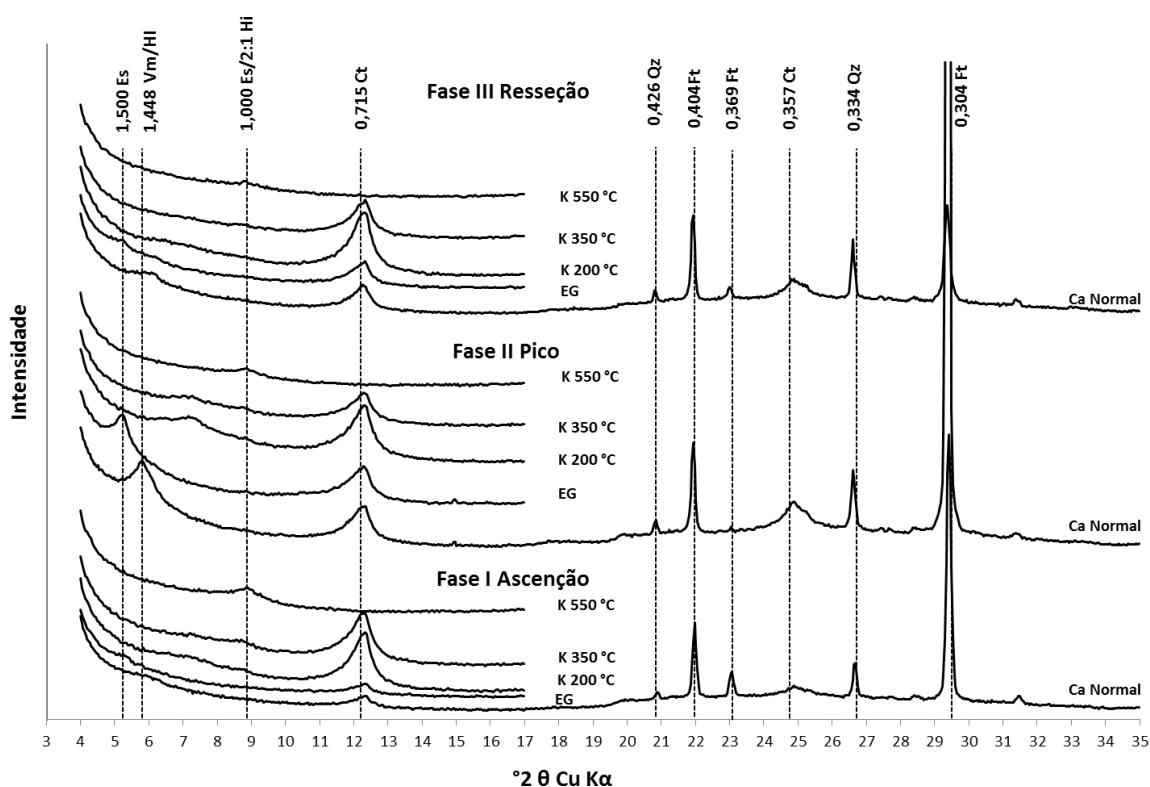


Figura 27 - Difratograma de raios X (DRX) da fração $< 2 \mu\text{m}$, do sedimento coletado na PBH₁₄₀, no evento pluviométrico de 18 de agosto de 2012, saturada com cálcio (Ca Normal), tratada com glicerol (CaG), aquecida a $200 \text{ }^\circ\text{C}$ (K200 $^\circ\text{C}$), $350 \text{ }^\circ\text{C}$ (K350 $^\circ\text{C}$) e $550 \text{ }^\circ\text{C}$ (K550 $^\circ\text{C}$). Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS. Vm/Hi (vermiculita/Hidroxi-Al), Il (ilita), Ct (caolinita), Qz (quartzo) e Ft (feldspatos).

DISCUSSÃO

De maneira geral, a mineralogia dos sedimentos coletados durante o evento de 18 de agosto de 2012 não apresenta muita diferença em relação ao que foi encontrado nos solos das PBHs: foram identificados minerais que são característicos dos solos de várzea, como os argilominerais 2:1, mas houve predominância de caulinita e de minerais primários, tais como quartzo e feldspato. A presença de vermiculita na PBH₈₀ indica que parte dos solos de banhados também contribuem para a perda de sedimento. Embora as áreas de baixada permitam a retenção de sedimentos das áreas de encostas, elas podem resuspender-se, e desse modo, sair das PBHs. A maior quantidade de argilomineral 2:1 pode se refletir na menor capacidade de retenção de P por parte da argila, quando se compara com sedimentos mais ricos em argilomineral 1:1 ou ricos em oxi-hidróxidos de ferro e alumínio.

A presença de caulinita como mineral predominante na fração argila permite que maior quantidade de P fique retida em comparação com solos com predominância de argilominerais 2:1. Isto porque, como explicado no capítulo 1, na caulinita ocorre adsorção específica de fosfato nos sítios que atuam como ácidos de Lewis (KAMPRATH, 1977; RAIJ, 1977). Assim, o P está fracamente ligado à superfície da caulinita, de forma que o fósforo adsorvido à caulinita é considerado lábil. Conseqüentemente, a quantidade e o grau de cristalinidade dos óxidos de ferro e alumínio serão os fatores que finalmente irão determinar a capacidade da fração argila em reter P (BARBIERI, 2007).

6.3.4 Fracionamento de P considerando as fases (ascensão, pico e ressecção do hidrograma) da vazão em oito eventos pluviométricos

As características de precipitação e perda total de fósforo e sedimento de cada evento utilizado neste tópico podem ser observadas na tabela 20.

O fracionamento de P nas três fases do evento se mostra confuso, não havendo relação de determinada fração de P com determinada fase dos eventos, sendo que cada evento se comporta de maneira única e é diferente dos demais.

Na PBH₈₀, no primeiro evento, que corresponde a 14/04/2011 e que foi descrito anteriormente, o P lábil ($P_{RTA} + P_{BIC}$) do sedimento é maior durante a Fase II (pico do evento), sendo as fases I (de ascensão) e III (ressecção) similares. Já no quinto evento, que

corresponde a precipitação de 18/08/2012, não se observa diferença em relação ao P lábil do sedimento entre as três fases do evento na PBH₈₀ (Figura 28).

No segundo (01/10/2011), terceiro (24/10/2011), quarto (30/05/2012), sétimo (09/10/2012) e oitavo (22/10/2012) eventos, houve maior P lábil no sedimento da fase III (ressecção), não havendo diferenças entre as fases I (de ascensão) e II (pico) da vazão. No sexto evento (02/10/2012) houve maior concentração de P lábil no sedimento da fase de ascensão da vazão.

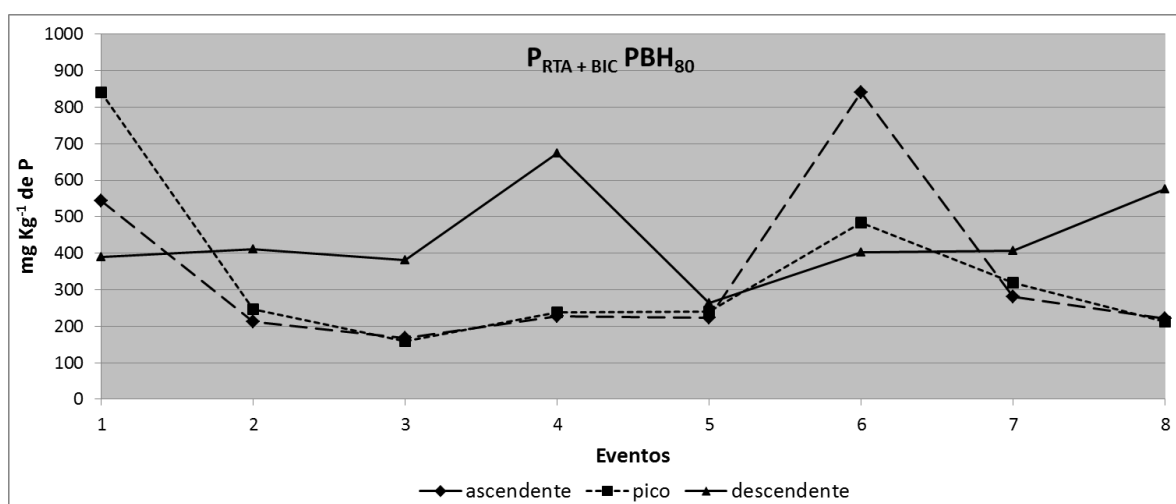


Figura 28 - Frações de fósforo lábil extraídas pelos extratores resina trocadora de ânions (P_{RTA}) e bicarbonato de sódio (P_{BIC}) no sedimento menor que $63\mu m$ coletados em eventos pluviométricos nas fases de ascensões, de pico e ressecções da vazão na PBH₈₀. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.

O P inorgânico do sedimento extraído por NaOH na PBH₈₀, referente às diferentes fases da chuva, não apresentou muita diferença entre os eventos. Para o sedimento dos eventos 3, 4 e 8 houve maior $P_{i(NaOH)}$ na fase de ascensão (Figura 29). Já no sedimento dos eventos 1, 2 e 7, houve menor $P_{i(NaOH)}$ na fase de ascensão e maior na fase II (pico), sendo o $P_{i(NaOH)}$ de todas as fases similares nos eventos 5 e 6 (Figura 29).

Para o sedimento na PBH₈₀, o P orgânico extraído por NaOH durante o primeiro evento foi maior na fase de ascensão e menor na fase ressecção, enquanto que nos eventos 2, 3, 4 e 6 a maior concentração de P orgânico no sedimento se apresentou justamente na fase de ascensão do evento.

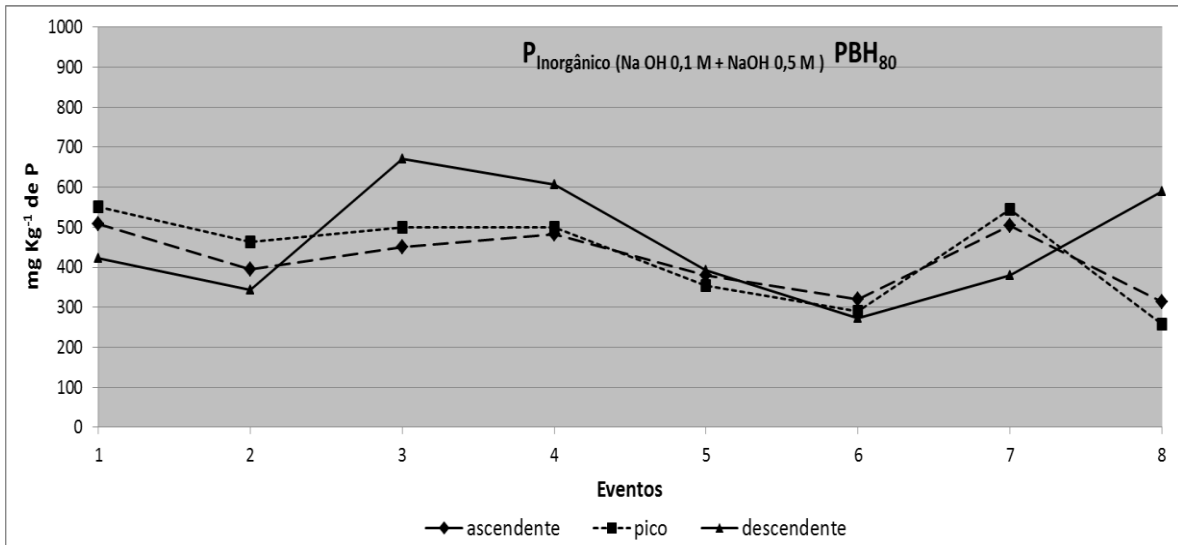


Figura 29 - Frações de fósforo inorgânico extraídas pelos extratores NaOH 0,1 e 0,5 molar nos sedimentos (< 63µm) coletados em vários eventos pluviométricos nas fases de ascensão, de pico e ressecação da vazão na PBH₈₀. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.

No quinto evento, o P orgânico do sedimento extraído por NaOH, de forma similar ao P lábil, não apresentou diferença entre as três fases estudadas (Figura 30). Considerando-se os oito eventos, o P orgânico extraído por NaOH representou 32,4%; 30,2% e 31,7% do total extraído no fracionamento na fase de ascensão, de pico e fase ressecação, respectivamente.

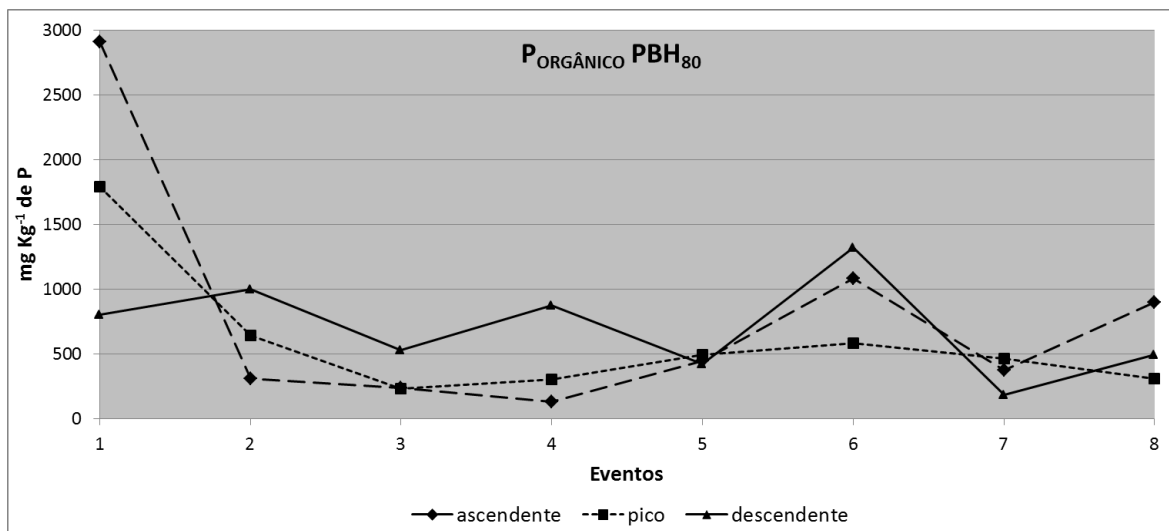


Figura 30 - Frações de fósforo orgânico extraídas pelos extratores NaOH 0,1 e 0,5 molar em sedimentos (< 63µm) coletados em eventos pluviométricos nas fases de ascensão, de pico e ressecação da vazão na PBH₈₀. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.

Com exceção do primeiro evento estudado na PBH₈₀, em que o sedimento apresentou maior teor de P_{HCl} no pico do evento e o menor teor de P_{HCl} durante o fim do pico, e do terceiro evento, em que houve maior P_{HCl} no sedimento coletado na fase de ascensão do evento, os sedimentos coletados nas três fases dos eventos não apresentaram variação no teor de P_{HCl} (Figura 31).

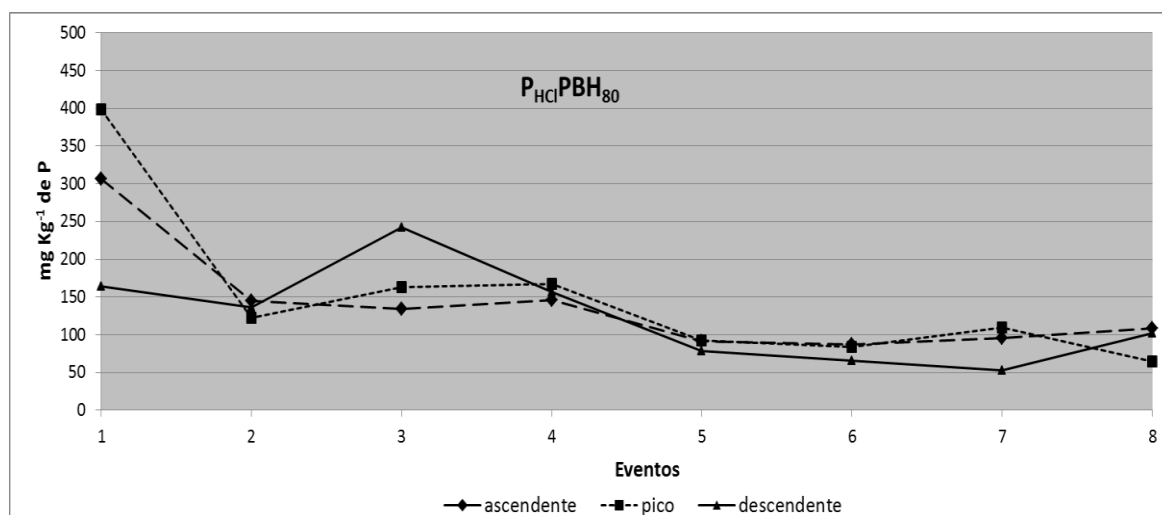


Figura 31 - Frações de fósforo inorgânico obtidas com o extrator HCl em sedimentos (< 63µm) coletados em eventos pluviométricos nas fases de ascensão, de pico e ressecção da vazão na PBH₈₀. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.

Na PBH₁₄₀ houve maior teor de P lábil (P_{RTA} + P_{BIC}) no sedimento na fase de ascensão do primeiro evento e menor teor de P lábil na fase ressecção; a mesma tendência foi observada no terceiro e quarto eventos (Figura 32). O comportamento do P lábil na PBH₁₄₀ no primeiro evento diferiu daquele ocorrido na PBH₈₀, em que na fase de pico houve maior teor de P lábil no sedimento. Os valores de P lábil nos sedimentos do quinto evento, na PBH₁₄₀, foram bastante similares entre as três fases e o mesmo comportamento foi observado na PBH₈₀.

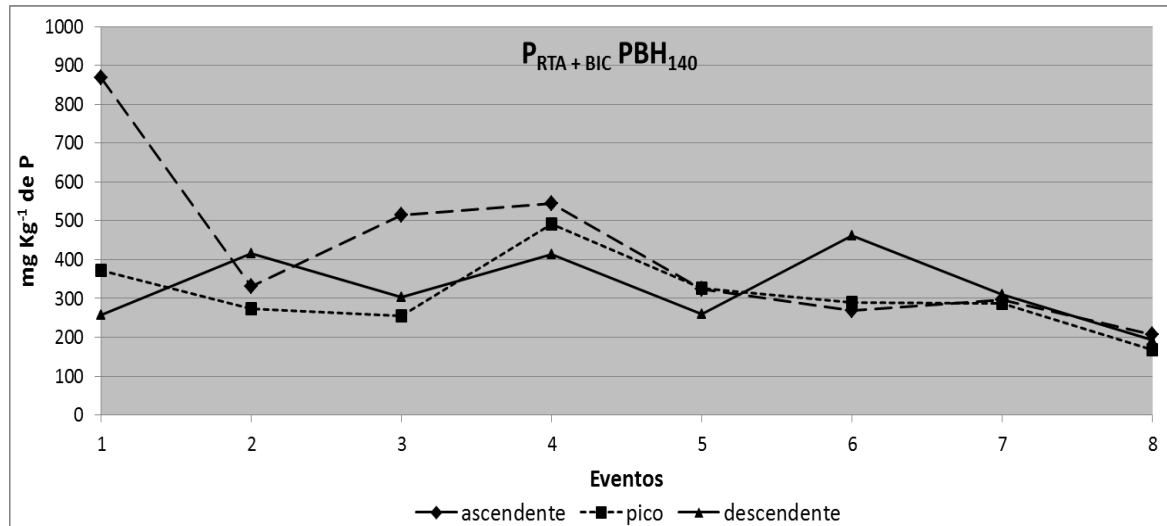


Figura 32 - Frações de fósforo lábil obtidas com os extratores resina trocadora de ânions (P_{RTA}) e bicarbonato de sódio (P_{BIC}) nos sedimentos ($< 63\mu\text{m}$) coletados em eventos pluviométricos nas fases de ascensão, de pico e resseção da vazão na PBH_{140} . Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.

De maneira geral, na PBH_{140} não há diferença quanto ao teor de P lábil no sedimento entre as diferentes fases, ao contrário do que ocorreu na PBH_{80} , em que na maior parte dos eventos havia mais P lábil na fase resseção dos eventos. O teor de P inorgânico extraído por NaOH no sedimento da PBH_{140} foi similar nas três fases da chuva, na maioria dos eventos. Apenas no quarto e oitavo eventos aparece maior teor de P extraído por NaOH no sedimento da fase resseção da vazão (Figura 33), sendo que o comportamento do P inorgânico extraído por NaOH na PBH_{140} é similar ao ocorrido na PBH_{80} .

O P orgânico do sedimento na PBH_{140} , extraído por NaOH durante o primeiro evento foi maior na fase de ascensão, analogamente ao ocorrido na PBH_{80} , enquanto que nos eventos 2, 3, 5, 6, 7 e 8 não houve diferença nesse parâmetro no sedimento da PBH_{140} entre as três fases estudadas (Figura 34).

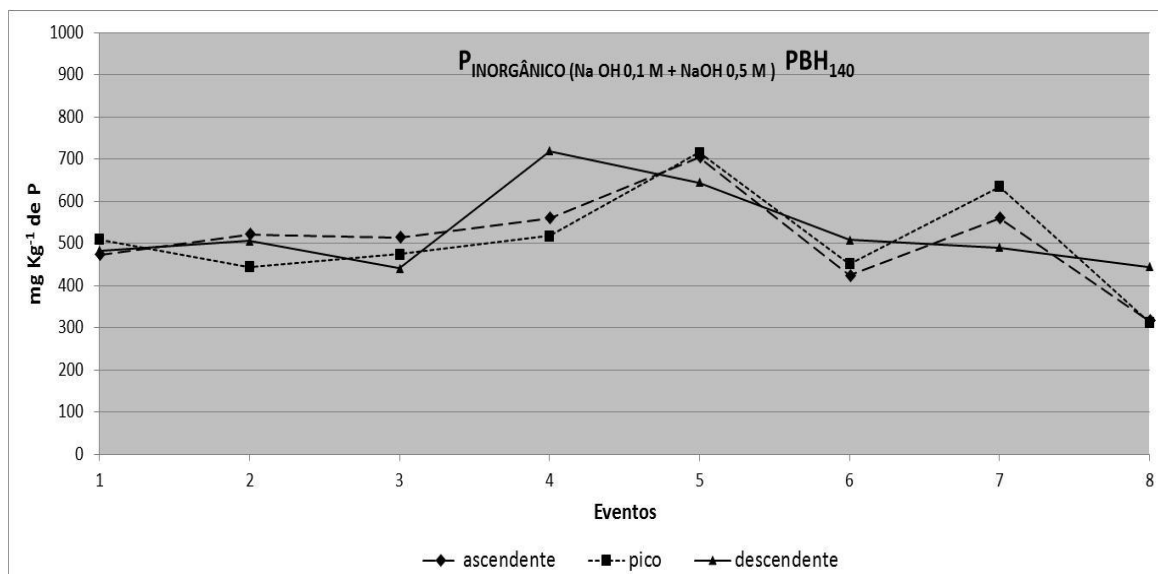


Figura 33 - Frações de fósforo inorgânico extraídas pelos extratores NaOH 0,1 e 0,5 molar no sedimento (< 63 μm) coletados em eventos pluviométricos nas fases de ascensão, de pico e resseção da vazão na PBH₁₄₀. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.

Cabe ressaltar que a maior concentração de P orgânico no sedimento da PBH₁₄₀ se apresentou na fase de pico do quarto evento, ultrapassando os 2000 mg Kg⁻¹ de P, sendo bem superior dos demais valores obtidos nos eventos na PBH₁₄₀ (Figura 34). O P orgânico do sedimento da PBH₁₄₀ extraído por NaOH, na média dos oito eventos representou 24,9%; 25,1% e 25,7% do total extraído no fracionamento nas fases de ascensão, de pico e fase resseção da vazão, respectivamente, sendo menor em perto 5%, em todas as fases quando compara-se com a PBH₈₀.

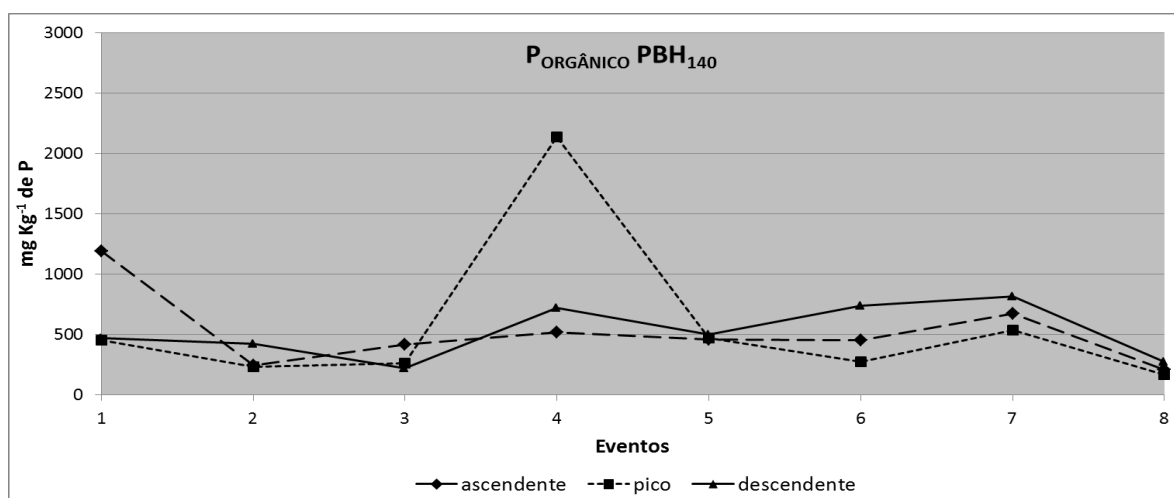


Figura 34 - Frações de fósforo orgânico extraídas pelos extratores NaOH 0,1 e 0,5 molar no sedimento (< 63 μm) coletados em eventos pluviométricos nas fases de ascensão, de pico e resseção da vazão na PBH₁₄₀. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.

No segundo evento estudado na PBH₁₄₀, o sedimento apresentou maior teor de P_{HCl} na fase resseção da chuva, enquanto que no quarto evento, houve maior P_{HCl} no sedimento coletado na fase de pico da chuva e o menor valor desse parâmetro na fase de ascensão. Os sedimentos coletados nas três fases dos demais eventos não apresentaram variação no teor de P_{HCl} (Figura 35). O comportamento do P_{HCl} do sedimento nas três fases da chuva do quinto, sexto, sétimo e oitavo eventos da PBH₁₄₀ são bastante similares àqueles da PBH₈₀.

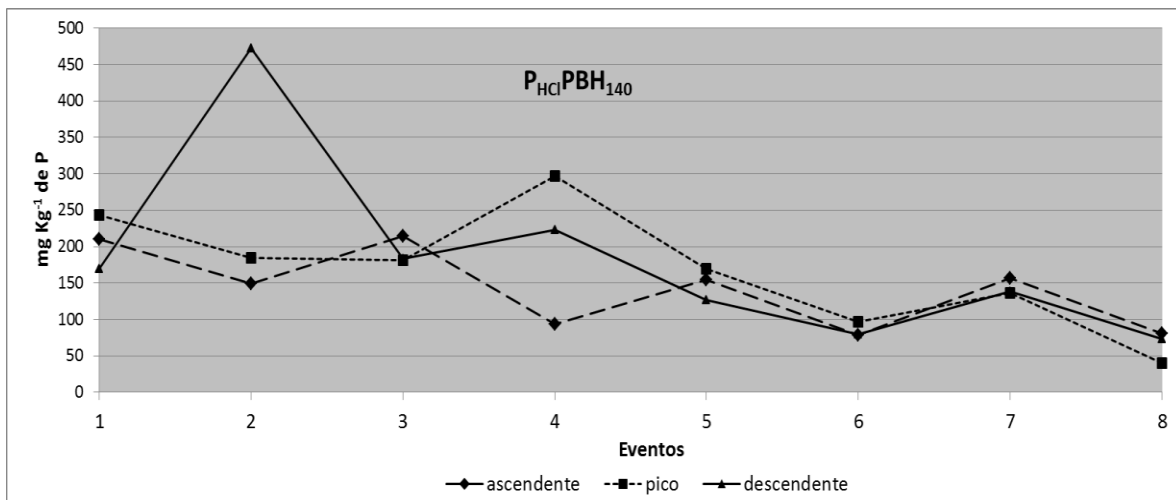


Figura 35 - Frações de fósforo inorgânico extraídas pelos extratores HCl no sedimento (< 63µm) coletados em eventos pluviométricos nas fases de ascensão, de pico e resseção da vazão na PBH₁₄₀. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.

DISCUSSÃO

A alta quantidade de P lábil no sedimento em ambas as PBHs demonstra que mesmo em bacias hidrográficas com pouca perda de sedimento pode haver entrada suficiente de P potencialmente biodisponível para causar eutrofização dos cursos hídricos. O P particulado representa o suplemento de P que permanece por longo tempo nos cursos d'água, principalmente nos ambiente lóticos, e seu destino depende das características físicas e químicas do sedimento e do curso hídrico (SHARPLEY et al., 1987).

A maior disponibilidade de P lábil no evento de abril de 2011, frente aos demais eventos, pode ser parcialmente atribuída à época do ano, ao crescimento da soja e à proximidade das áreas de aplicação de fertilizantes fosfatados nas lavouras. Eastman et al. (2010) alertam que no escoamento superficial ocorre perda de grande quantidades de P em pequeno lapso de tempo e defende que quanto menor o intervalo de tempo entre a aplicação de P e a precipitação, maior será a quantidade de P perdida por escoamento superficial.

Os teores de P lábil na fase de ascensão na PBH₁₄₀ pode ter ocorrido pela entrada mais rápida das partículas transportadas das camadas mais superficiais dos solos, devido à maior energia cinética observada nesta bacia, o que permite que se tenha mais perda de solo, P e de nutrientes, como é o caso do P. Além disso, na PBH₁₄₀ há maior conectividade entre as estradas e as ravinas das lavouras com os cursos hídricos, principalmente no lado oeste da PBH₁₄₀. Portanto, a principal estratégia no controle da perda de fósforo é o planejamento do uso do solo. E a primeira linha de defesa no controle da eutrofização é a fertilização adequada das culturas e a busca de alternativas que permitam a quebra de conectividade de fluxos entre as lavouras e cursos hídricos, assim como a diminuição do pico de escoamento pela implantação de faixas de cultura permanente que diminuam a carga de P que é transportado das lavouras aos cursos hídricos (SHARPLEY et al., 2003; MICHAUD et al., 2005).

O P inorgânico extraído por NaOH representa o P ligado aos oxihidróxidos de Fe e Al e às argilas silicatadas, apresentando energia de ligação intermediária. O P orgânico desta fração compreende a fração moderadamente lábil, sendo disponível a médio e longo prazo (CROSS e SCHLESSINGER, 1995). Como nas PBHs não há grande aplicação de P, não há grande variação no P inorgânico entre os eventos, entre as fases dos eventos ou mesmo entre as duas PBHs. Isto porque a maior parte deste P está ligada à matriz do solo das PBHs, as quais são ricas em óxidos de ferro e alumínio. Há, inclusive, perda de quantidades importantes de ferro (Fe) e alumínio (Al) durante alguns eventos pluviométricos nessas bacias. Um exemplo disso ocorreu no evento de 18/08/2012, estudado por Rasche et al., (2013), durante o qual foram perdidos 315 Kg de Al e 186 Kg de Fe na PBH₁₄₀ e 134 kg de Al e 73 kg de Fe na PBH₈₀. Cabe salientar que isso ocorreu em apenas um evento. É provável que juntamente com este Fe e Al também pode estar sendo perdido P inorgânico (P_{NaOH}). É importante lembrar que o argilomineral predominante do solo da camada 0-10 cm nas PBHs é a caulinita.

A maior porcentagem de P orgânico na PBH₈₀ possivelmente ocorre devido a que esta bacia possui maior área úmida, o que permite o acúmulo de materiais orgânicos de decomposição mais lenta. Estes, por serem mais leves, são facilmente transportados durante os eventos pluviométricos. A quantidade de P orgânico no sedimento representou aproximadamente 30%, valor semelhante ao encontrado por Zamuner et al. (2008) em solos de uso agrícola.

O P orgânico é o que governa a disponibilidade de P no solo, em ambientes não antropizados (ZAMUNER et al., 2008) e o mesmo deve ocorrer em ambientes aquáticos. Embora as macrófitas só absorvam fosfato, o P orgânico que entra nos cursos hídricos pode

ser mineralizado e ser importante fonte de P para o fitoplacton e as bactérias, participando do equilíbrio dinâmico entre o P particulado e o solúvel (CORRELL, 1999). Altas concentrações de matéria orgânica provindas de restos vegetais podem aumentar drasticamente a quantidade de P lábil, seja como produto da decomposição destes seja pela competição destes ânions por grupos funcionais das argilas e dos óxidos (EL-DEWINY e EL-AILA, 2006). Em solos anóxicos, existe a possibilidade de liberação de P orgânico, e este chega a ser responsável por até 25% do P disponível (BHADHA e VJAWITZ, 2010).

A baixa quantidade de P extraído por HCl é decorrente do fato do material de origem do solo apresentar baixo teor de fosfato de cálcio e dos solos serem ácidos, bem como da pouca aplicação de fosfato solúvel e calcário. Essas condições poderiam causar a neoformação de fosfatos de cálcio. Quanto à possível aplicação de fosfato natural na bacia, conversando com os produtores das PBHs, não foi detectado ninguém que tivesse aplicado fosfato natural.

6.4 CONCLUSÕES

a) A quantidade de P total transferido nas PBHs é baixa. No entanto, grande parte do fósforo transferido é lábil ou moderadamente lábil, o que pode constituir-se em risco de eutrofização das águas, caso estas cheguem a ambientes lênticos, que permitam a dessorção de P.

b) Na PBH₈₀ há menor perda de P, nas suas diferentes formas, do que na PBH₁₄₀, devido a que se encontra em menor quantidade nos diferentes usos na PBH₈₀.

c) O sedimento das PBHs apresenta predominância de argilomineral 1:1 (caulinita). No entanto, apresenta também argilomineral 2:1, com presença mais importante nos sedimentos da PBH₈₀ em relação aos da PBH₁₄₀.

d) Embora exista baixo teor de fósforo nas lavouras, há concentração de P no sedimento, principalmente na fração lábil e na fração orgânica.

e) Existe influencia das condições climatológicas sobre o processo de perda de sedimento, e fósforo tanto quantitativamente como qualitativamente, sendo importante a implantação de medidas de manejo que diminuam a energia cinética nas PBHs para diminuir as perdas de solo, sedimento, nutrientes e água.

7. ESTUDO III: FORMAS DE FÓSFORO PRESENTES EM COLETORES CONTÍNUOS NOS CURSOS HÍDRICOS.

7.1. INTRODUÇÃO

7.1.1 O uso de torpedos em coletas de sedimentos

A maioria dos trabalhos hidrossedimentológicos em PBHs procura observar o que acontece durante os eventos pluviométricos, pois durante este período de tempo ocorre a maior perda de sedimento. No entanto, grande parte dos eventos não são monitorados, devido às dificuldades econômicas e/ou de logística, que impedem coletar dados em todos os eventos que ocorrem em PBHs. Partindo dessa premissa, busca-se colocar no curso hídrico equipamentos automatizados que permitam coletar sedimentos durante os eventos mesmo quando não se pode estar presente no local nesse momento.

O estudo de sedimento e poluentes em PBHs é bastante dinâmico, sofrendo forte influência das atividades antrópicas, principalmente aquelas relacionadas ao uso e manejo do solo (EVANS e BURT, 1998; ROBINSON, 2006).

Neste sentido, Phillips et al. (2000) desenvolveram um amostrador integrador de sedimentos em suspensão no tempo “torpedo”, cuja fabricação é simples e barata, o qual permite coletar sedimentos em suspensão em PBHs. Diferentemente do que ocorre com coletas de sedimentos realizadas durante os eventos pluviométricos, este coletor fica permanentemente dentro do curso hídrico, integrando a coleta de sedimento durante eventos e entre eventos pluviométricos, em determinado período de tempo. Assim, o sedimento que se deposita no torpedo, durante determinado espaço de tempo, pode ser estudado.

Há uma série de trabalhos em que foi utilizado o torpedo para observar a dinâmica espacial e temporal de sedimento (WILDHABER et al., 2012a) e de matéria orgânica (WILDHABER et al., 2012b).

Inicialmente o torpedo foi utilizado para o estudo de perda de fósforo associado ao sedimento em PBHs (PHILLIPS et al., 2000). No estado do RS já existe experiência de uso dos torpedos em coleta de sedimentos com a finalidade de utilização da técnica de abordagem “*fingerprinting*”, comparando os solos de diferentes fontes e os sedimentos que são encontrados em suspensão no canal de drenagem (MINELLA e MERTEN, 2011; TIECHER

et al., 2012; MIGUEL, 2013). A coleta de sedimentos com o torpedo possibilita utilizar o método “*fingerprinting*” de maneira confiável.

7.2 MATERIAL E MÉTODOS

7.2.1 Coleta e processamento das amostras do sedimento

O sedimento em suspensão foi coletado próximo aos exutórios das PBHs com um torpedo (Figura 36). O torpedo é fabricado com cano de PVC de 0,1 m de diâmetro, com um pequeno orifício de aproximadamente 5 mm na entrada, e outro idêntico na saída, os quais permitem a passagem do fluxo de água do curso hídrico. Com base no princípio de sedimentação, o material sólido presente na água entra no amostrador e, devido à baixa velocidade do fluxo no interior do torpedo, ocorre a sedimentação e a retenção do material fino. Assim, o sedimento em suspensão que passa durante um determinado período de tempo é integrado em uma única amostra. O torpedo foi colocado em um lugar que possui mais de 10 cm de lâmina d’água ficando permanentemente sob a água.

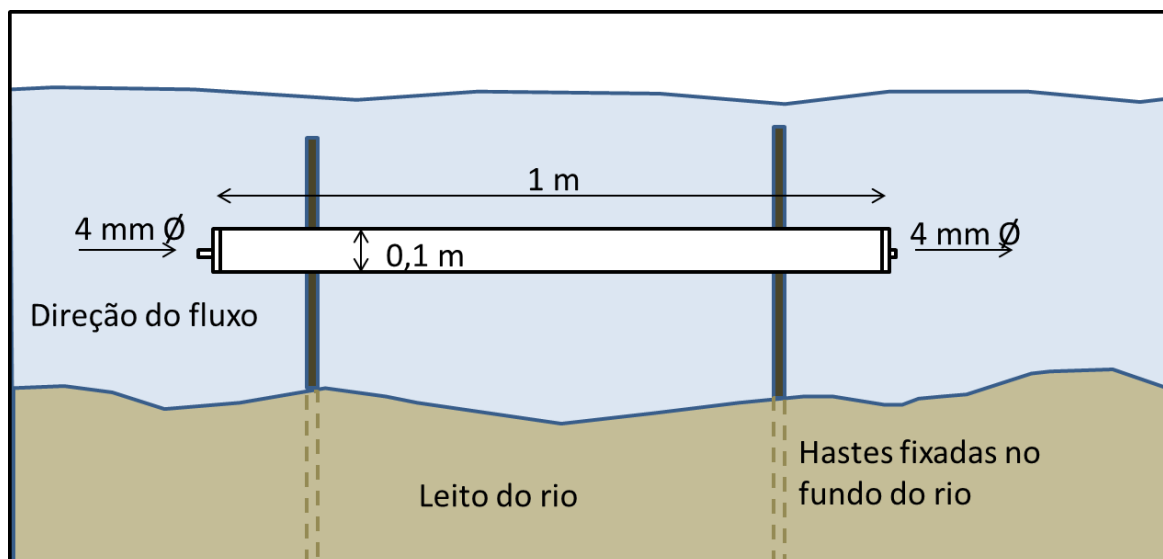


Figura 36 - Amostrador de sedimento em suspensão contínuo (torpedo) (adaptado de Collins et al, 2010).

Foram realizadas nove coletas de sedimento em suspensão, compreendendo os períodos de 15 de maio de 2009 até 4 de Julho de 2013, como observa-se na tabela 23.

Tabela 23 - Número de coletas de sedimento com torpedo nas PBHs, datas e quantidade de dias compreendidos em cada coleta de sedimento com torpedo. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.

Coleta	Data	Dias de coleta
1	17-5-09 a 28-10-09	164
2	28-10-09 a 16-7-10	261
3	16-7-10 a 11-10-10	87
4	11-10-10- a 17-04-11	188
5	17-4-11 a 24-10-2011	190
6	24-10-11 a 19-5-12	208
7	19-5-12 a 12-11-12	177
8	12-11-12 a 23-03-13	131
9	23-3-13 a 4-7-13	103

Uma vez coletados, os sedimentos em suspensão foram levados ao Laboratório de Solos da UFSM, onde foram secos em estufa com circulação forçada de ar a $\pm 50^{\circ}\text{C}$. Posteriormente, foram peneirados em malha de 63 μm .

As metodologias de análise de textura, fracionamento de P, dessorção de P, aplicadas ao sedimento amostrado com os torpedos, foram similares àquelas empregadas com as amostras de solos, as quais já foram apresentadas no capítulo I.

7.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

7.3.1 Composição textural das amostras de sedimento dos torpedos

O material retido pelo torpedo na PBH₈₀ apresenta maior concentração de silte e de argila e menor concentração de areia que a média dos solos da bacia hidrográfica. No solo da camada de 0-10 cm de profundidade da PBH₈₀ há em média 69,9% de areia, enquanto que no torpedo se obteve 30,1% de areia, o que representa a metade da quantidade obtida no solo. Por outro lado, existe maior concentração da fração silte no sedimento do torpedo (51,1%) do que no solo (25,2 %). A fração argila também aumenta, passando de 5,4% no solo para 18,8% no torpedo (Tabela 24). Quando se considera a fração fina (silte + argila), observa-se que ocorre uma concentração do sedimento fino nos torpedos.

Tabela 24 - Percentagem de areia, silte e argila no material coletado, e quantidade relativa de silte e argila após a passagem da amostra por peneira de 63 µm, relativa às nove coletas de sedimento efetuadas com os torpedos. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.

	Areia	Silte	Argila	Argila + Silte (<63 µm)	Teores após peneirar	
					Silte (2 a 63 micra)	Argila (< 2 micra)
.....%						
PBH₈₀						
Coleta 1	44,2	37,17	18,63	55,8	66,6	33,4
Coleta 2	52,0	29,21	18,79	48,0	60,9	39,1
Coleta 3	20,9	58,43	20,67	79,1	73,9	26,1
Coleta 4	30,7	49,12	20,18	69,3	70,9	29,1
Coleta 5	23,8	53,96	22,24	76,2	70,8	29,2
Coleta 6	11,7	72,26	16,04	88,3	81,8	18,2
Coleta 7	60,8	20,35	18,85	39,2	51,9	48,1
Coleta 8	11,2	73,37	15,43	88,8	82,6	17,4
Coleta 9	15,7	66,09	18,21	84,3	78,4	21,6
Média torpedos	30,1 a	51,1 b	18,8 b	69,9 b	70,9 ± 7,4	29,1 ± 7,4
Média Solo	69,9 b	25,2 a	5,4 a	30,6 a		
CV	16,4	32,2	19,3	26,7		
PBH₁₄₀						
Coleta 1	80,9	15,6	3,5	19,1	81,7	18,3
Coleta 2	64,7	28,9	6,4	35,3	81,9	18,1
Coleta 3	48,2	40,7	11,2	51,8	78,4	21,6
Coleta 4	63,8	29,0	7,2	36,2	80,1	19,9
Coleta 5	49,9	41,3	8,8	50,1	82,4	17,6
Coleta 6	17,4	69,5	13,1	82,6	84,1	15,9
Coleta 7	57,9	33,6	8,5	42,1	79,8	20,2
Coleta 8	61,6	32,1	6,3	38,4	83,6	16,4
Coleta 9	37,6	49,1	13,3	62,4	78,7	21,3
Média torpedos	53,5 a	37,7 b	8,7 ^{ns}	46,5 b	81,2 ± 1,7	18,8 ± 1,7
Média Solo	62,0 b	30,6 a	7,4	38,0 a		
CV	15,6	25,7	27,7	24,2		

Na PBH₁₄₀, de maneira similar ao que ocorre na PBH₈₀, ocorre diminuição do teor de areia no torpedo (53,5%) quando comparado ao solo (62,0%). No entanto, essa diminuição não é tão acentuada quanto àquela da PBH₈₀. No caso do silte, a porcentagem retida nos torpedos (37,7%) é superior àquela que originalmente existe no solo da camada 0-10 cm (30,6%). Já na fração argila, não há diferença entre a porcentagem de argila do solo da camada 0-10 cm da PBH₁₄₀ (7,4%) e a porcentagem de argila retida no torpedo (8,7%) (Tabela 24). Assim como ocorre na PBH₈₀, existe um aumento do percentual correspondente à fração fina nos sedimentos dos torpedos na PBH₁₄₀, quando comparado com o que ocorre com os solos. No entanto, esse aumento observado da participação da fração fina na PBH₁₄₀ (1,2 vezes) é menor que aquele da PBH₈₀ (2,3 vezes).

DISCUSSÃO

A baixa retenção da fração areia no torpeda da PBH₈₀ pode ser atribuída à presença de áreas úmidas ao longo do curso hídrico, o que diminui a velocidade da água no escoamento superficial. Assim, a fração areia, por ser mais pesada, sedimenta-se, e o que sai da PBH₈₀ em suspensão é a fração mais fina. Porém, do ponto de vista químico, a fração fina é a mais importante na dinâmica dos nutrientes, pois a fração areia é considerada inerte por carecer de grupos funcionais de superfície que participem das reações químicas de sorção e dessorção de íons ou moléculas.

A maior concentração de areia nos torpedos da PBH₁₄₀, quando comparada com a PBH₈₀, pode ser devida ao fato da primeira apresentar afloramentos de arenito no leito fluvial o que permitiria maior perda de areia, principalmente durante os eventos pluviométricos, quando ocorre maior perda de material. Por outro lado, a velocidade da água geralmente foi superior no ponto de coleta do torpeda localizado na PBH₁₄₀. A maior energia cinética da água pode aumentar a turbulência, possibilitando que a fração areia fique em suspensão e seja coletada pelo torpeda durante os eventos.

O tamanho das partículas de sedimento que saem das PBHs depende das características das bacias e de fatores externos, como a quantidade e principalmente intensidade dos eventos pluviométricos. Portanto, é compreensível que existam épocas com maior ou menor quantidade de sedimento fino nos torpedos, pois o mesmo integra os sedimentos que passam por determinado ponto em determinado intervalo de tempo. A quantidade e qualidade desses sedimentos variam de acordo as características das precipitações e do escoamento (YACUTINA, 2010). O volume do escoamento superficial é o fator mais importante no transporte do sedimento (SCHENATTO, 2009; VANMAERKE et al., 2010; PELLEGRINI, 2013), possivelmente pela maior energia existente no sistema.

A cobertura do solo existente nas PBHs também influencia a entrada de sedimento no curso hídrico, pois a mata ciliar e outros tipos de cobertura (como aqueles presentes nas áreas úmidas que protegem o solo ou nas áreas de lavoura quando estas estão mais recobertas por vegetação ou por material orgânico) evitam o desprendimento do solo pelo impacto da gota de chuva, além de reterem o sedimento que provém de outras áreas, diminuindo a perda de sedimento (BOER e PUIGDEFÁBREGAS, 2005; GONÇALVES, 2007; REY, 2010).

Em trabalho desenvolvido por Tiecher et al. (2012) na PBH₈₀, os autores observaram que quando ocorrem precipitações de baixa intensidade, a maior parte do sedimento que chega ao exutório é oriundo de estradas. Em chuvas de maior intensidade há predominância de sedimento provindo das lavouras. Isto se justifica, pois em chuvas de pequena intensidade os solos com uso de lavouras têm capacidade de infiltrar a maior parte da água e grande parte dessa infiltração depende da cobertura vegetal que evita o impacto da gota de chuva, causando selamento dos poros e retardando o escoamento superficial.

Isso permite que a pequena quantidade de sedimento que sai das lavouras seja constituída pelas partículas mais finas, possivelmente aquelas com maior concentração de P (RESCK et al., 1980; SMITH et al., 1992; BERTOL et al., 2004). A quantidade total de determinados elementos, como o P, assim como sua disponibilidade, aumentam de forma inversa ao tamanho das partículas de sedimento (ZHU et al., 2013). Portanto, a fração areia tem menos importância na disponibilidade de P nos cursos hídricos do que as partículas com diâmetro menor do que 63 µm.

O sedimento fino (silte e argila) é importante em sistemas naturais, em que a sua deposição em planícies permite a fertilização natural destas, bem como para a manutenção da fertilidade em extensas áreas ocupadas pela vida silvestre. Porém, a fração fina do sedimento também pode ser prejudicial, quando por meio dela ocorre o transporte de elementos químicos tóxicos ou poluidores do ambiente, geralmente ocasionado pela atividade antrópica (FÖRSTNER e SALOMONS, 2010).

A maior perda da fração silte em ambas PBHs ocorre devido às propriedades químicas e físicas destas partículas, que ao contrário do que ocorre com a argila, não permitem a sua agregação, facilitando assim a sua deposição nas zonas de mata ciliar ou nas áreas úmidas. Embora a argila e o silte entrem no torpede e sofram desaceleração, a argila em suspensão necessita de várias horas para poder sedimentar-se no fundo do torpede, havendo possibilidade da argila sair novamente do torpede antes que ocorra essa sedimentação, produzindo um aumento percentual na participação da fração silte nas amostras. Com sedimentos de fundo de lagos ocorre um fenômeno semelhante àquele que ocorre dentro dos torpedos, fazendo com que sejam constituídos de uma maior quantidade de fração silte do que o solo original da BH. Já nos cursos hídricos, ocorre predomínio da fração areia nos sedimentos, devido ao movimento da água (IGLESIAS et al., 2011).

A ação antrópica geralmente aumenta a perda de sedimento, mas ela também pode causar a sua diminuição; ou ainda, alterar a composição e a qualidade do sedimento perdido

(OWEN et al., 2010). Nesse sentido, a aplicação de fertilizantes fosfatados nas lavouras, o revolvimento do solo e o uso do solo de baixadas ou próximos aos cursos hídricos na produção agropecuária são práticas que alteram tanto a qualidade quanto a quantidade do sedimento gerado, o qual poderá entrar no curso hídrico.

7.3.2 Fracionamento do fósforo das amostras de sedimento coletadas nos torpedos

Os teores médios de P em todas as frações, com exceção do P_{residual} , foram maiores nas amostras coletadas nos torpedos do que no solo das respectivas PBHs, quando considerados as partículas inferiores a 63 μm . O P_{residual} em ambas PBHs foi maior no solo que nos torpedos. Na PBH₈₀ a concentração de P nas diferentes frações do sedimento foi classificada na seguinte ordem: $P_{\text{NaOH } 0,1} > P_{\text{NaOH } 0,5} > P_{\text{NaOH } 0,1} \geq P_{\text{NaOH } 0,5} > P_{\text{HCl}} \geq P_{\text{Bic}} \geq P_{\text{residual}} > P_{\text{Bic}} > P_{\text{RTA}}$. Na PBH₁₄₀, a concentração de P nas diferentes frações do sedimento foi bastante similar àquela da PBH₈₀, obedecendo a seguinte ordem: $P_{\text{NaOH } 0,1} > P_{\text{NaOH } 0,5} > P_{\text{NaOH } 0,5} \geq P_{\text{NaOH } 0,1} > P_{\text{residual}} \geq P_{\text{Bic}} \geq P_{\text{HCl}} > P_{\text{Bic}} > P_{\text{RTA}}$.

Quando são comparados os resultados dos torpedos da PBH₈₀ e PBH₁₄₀, a única fração em que houve diferença entre os torpedos foi a do $P_{\text{O(NaOH } 0,1)}}$, o qual alcançou 239,8 mg kg^{-1} na PBH₁₄₀, sendo 26,6% maior do que o valor correspondente na PBH₈₀ (189,3 mg kg^{-1}) (Tabela 25).

Os teores de P extraído por resina $P_{\text{(RTA)}}$ das amostras de sedimento do torpedo (58,1 mg kg^{-1}) na PBH₈₀ são 4,7 vezes superiores àqueles encontrados no solo dessa PBH (12,3 mg kg^{-1}) Tabela 25. Já na PBH₁₄₀, o teor médio de $P_{\text{(RTA)}}$ das amostras dos torpedos foi em média 2,8 vezes superior àquele obtido no solo.

Nas amostras de torpedo da PBH₈₀, o $P_{\text{(NaHCO}_3\text{)}}$ e o $P_{\text{O(NaHCO}_3\text{)}}$ foram respectivamente 8,1 e 3,8 vezes superiores àqueles das amostras de solo. Na PBH₁₄₀, os valores de $P_{\text{(NaHCO}_3\text{)}}$ e $P_{\text{O(NaHCO}_3\text{)}}$ das amostras de torpedo foram respectivamente 8,9 e 2,1 vezes superiores àqueles obtidos nas amostras de solo dessa bacia, isto é, apresentaram um comportamento similar àquele observado na PBH₈₀. O $P_{\text{O(NaHCO}_3\text{)}}$ representa 39,2% do total extraído pelo NaHCO_3 na PBH₈₀ e 40,3% na PBH₁₄₀.

Tabela 25 - Frações de fósforo extraídas pelos extratores resina trocadora de ânions (RTA), NaHCO_3 0,5 mol L^{-1} , NaOH 0,1; 0,5 mol L^{-1} , HCl 1 mol L^{-1} e $\text{H}_2\text{SO}_4 + \text{H}_2\text{O}_2$ nas amostras de solo e sedimento e de torpedos nas PBHs estudadas. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.

USO	RTA	NaHCO_3		NaOH 0,1 M		HCl	NaOH 0,5 M		$\text{H}_2\text{SO}_4 + \text{H}_2\text{O}$	
		Pi	Po	Pi	Po		Pi	Po		
..... mg kg^{-1}										
PBH₈₀										
Torpedo	58,1 aA	114,6 aA	74,0 aA	423,2 aA	189,3 aB*	119,9 aA	336,7 aA	195,6 aA	112,9 bA	
Solo	12,3 b	14,1 b	19,2 b	91,5 b	85,1b	62,9 b	59,5 b	128,4 b	216,3 a	
PBH₁₄₀										
Torpedo	75,9 aA	124,0 aA	83,9 aA	462,3 aA	239,8 aA	123,8 aA	344,6 aA	203,7 aA	136,3bA	
Solo	26,6 b	14,0 b	40,2 b	97,2 b	80,1 b	29,4 b	54,5 b	84,2 b	219,6 a	

- (1) Médias minúsculas seguidas de letras iguais, nas colunas, não diferem entre si pelo teste de Tukey, <0,05 quando comparado o torpedo com o solo dentro da bacia hidrográfica.
- (2) Médias maiúsculas seguidas de letras iguais, nas colunas, não diferem entre si pelo teste de Tukey, <0,05 quando comparado os torpedos entre diferentes bacias hidrográficas.

O $\text{P}_{(\text{NaOH})}$ representa 70,1% do total de P extraído na PBH_{80} e 69,2% na PBH_{140} . E encontram-se na forma orgânica 33,6% e 35,5% do total do $\text{P}_{(\text{NaOH})}$ na PBH_{80} e na PBH_{140} , respectivamente.

O $\text{Pi}_{(\text{NaOH} 0,1)}$ na PBH_{80} (423,2 mg kg^{-1}) é 4,6 vezes maior na amostra de torpedo do que na amostra de solo (91,5 mg kg^{-1}). Por outro lado, o $\text{Po}_{(\text{NaOH} 0,1)}$ nas amostras de torpedo (189,3 mg kg^{-1}) é 2,2 vezes maior do que o valor médio das amostras de solo da PBH_{80} (85,1 mg kg^{-1}), onde o $\text{Po}_{(\text{NaOH} 0,1)}$ representa 30,9% do P extraído por NaOH 0,1 M. Convém lembrar que o $\text{Po}_{(\text{NaOH} 0,1)}$ foi o único extrato onde houve diferença entre os torpedos da PBH_{80} e PBH_{140} , conforme já explicado anteriormente (Tabela 25). Já na PBH_{140} , o teor de $\text{Pi}_{(\text{NaOH} 0,1)}$ foi 4,7 vezes superior nas amostras dos torpedos (462,3 mg kg^{-1}) em relação às amostras de solo (97,2 mg kg^{-1}), enquanto que o teor de $\text{Po}_{(\text{NaOH} 0,1)}$ foi 3 vezes maior nas amostras de torpedo (239,8 mg kg^{-1}) do que nas de solo (80,1 mg kg^{-1}). Nesta PBH, o Po constitui 34,1% do $\text{P}_{(\text{NaOH} 0,1)}$.

Quando se observam os valores de $\text{P}_{(\text{NaOH} 0,5)}$, constata-se que na PBH_{80} houve 5,6 vezes mais $\text{Pi}_{(\text{NaOH} 0,5)}$ nas amostras dos torpedos (336,7 mg kg^{-1}) do que nas de solo (59,5 mg kg^{-1}), e que o $\text{Po}_{(\text{NaOH} 0,5)}$ que representa 36,7% do $\text{P}_{(\text{NaOH} 0,5)}$ extraído nas amostras dos torpedos localizados na PBH_{80} foi em média 1,5 vezes superior ao valor análogo obtido nos solos dessa mesma bacia (Tabela 25). Na PBH_{140} , o teor de $\text{Po}_{(\text{NaOH} 0,5)}$ nas amostras dos torpedos foi superior em 2,4 vezes àquele das amostras de solo e o teor de $\text{Po}_{(\text{NaOH} 0,5)}$ foi 2,4 vezes maior nas amostras de torpedo (203,7 mg kg^{-1}) em relação às de solo (84,2 mg kg^{-1}). Na PBH_{140} , o Po representa 59,1% do $\text{P}_{(\text{NaOH} 0,5)}$ (Tabela 25).

Os valores de $P_{(HCl)}$ das amostras dos torpedos nas bacias PBH₈₀ e PBH₁₄₀, foram, respectivamente, 1,9 e 4,2 vezes maiores do que aqueles extraídos das correspondentes amostras de solo. O $P_{(HCl)}$ representa 7,3% na PBH₈₀ e 6,9% do P total extraído na PBH₁₄₀ (Tabela 25).

O $P_{residual}$ foi a única fração para a qual o solo apresentou maior teor do que os sedimentos do torpedo. Na PBH₈₀, o $P_{residual}$ no solo foi de 216,3 mg kg⁻¹, sendo superior em 1,9 vezes ao $P_{residual}$ das amostras dos torpedos (112,9 mg kg⁻¹). O mesmo ocorreu na PBH₁₄₀, onde o $P_{residual}$ do solo foi 1,6 vezes superior ao $P_{residual}$ do sedimento dos torpedos (Tabela 25).

Entre as PBHs não se observou diferença quanto aos valores de P lábil, P orgânico, P inorgânico e P total, embora numericamente os valores sempre foram superiores na PBH₁₄₀ (Tabela 26).

Tabela 26 - Fósforo lábil, orgânico, inorgânico e total da fração < 63 µm, para as amostras de solo e sedimento de torpedos nas PBHs estudadas. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.

USO	P Lábil	P Orgânico	P Inorgânico	Total
..... mg kg ⁻¹				
PBH₈₀				
Torpedo	246,6 aA	459,0 aA	1165,4 aA	1624,3 aA
Solo	45,5 b	232,7 b	456,6 b	689,3 b
PBH₁₄₀				
Torpedo	283,8 aA	527,4 aA	1266,8 aA	1794,2 aA
Solo	80,8 b	204,5 b	441,2 b	645,7 b

(1) Médias minúsculas seguidas de letras iguais, nas colunas, não diferem entre si pelo teste de Tukey, <0,05 quando comparado o torpedo com o solo dentro da bacia hidrográfica.

(2) Médias maiúsculas seguidas de letras iguais, nas colunas, não diferem entre si pelo teste de Tukey, <0,05 quando comparado os torpedos entre diferentes bacias hidrográficas.

Quando são comparados os sedimentos de torpedo com as amostras de solo, observa-se que os valores de P lábil nas PBH₈₀ e PBH₁₄₀ são, respectivamente, 5,5 e 3,0 vezes maiores nas amostras de torpedo do que nas de solos. O P lábil representa 15,2% do total de P extraído no fracionamento, sendo 2,3 vezes superior no torpedo do que no solo da PBH₈₀ (6,6%). Na PBH₁₄₀, o P lábil representa 15,8 % do total de P extraído, sendo 26% superior quando comparado com o valor análogo no solo (12,5%) (Tabela 26).

O P orgânico representa 28,1% do total de P na extração sequencial na PBH₈₀ e 29,4% na PBH₁₄₀. Na PBH₈₀, as amostras de torpedo possuem 2 vezes mais Po do que as amostras de

solo. O mesmo ocorre na PBH₁₄₀, onde há 2,6 vezes mais P_o nas amostras dos torpedos que nas amostras de solo da PBH₁₄₀ (Tabela 26).

Em relação ao P inorgânico, que representa em média 71,7% do total de P extraído nos sedimentos dos torpedos, na PBH₈₀ constata-se que nos torpedos há 2,4 vezes mais P_i do que no solo, enquanto que na PBH₁₄₀, há 2,7 vezes mais P_i nos sedimentos de torpedo do que nas amostras de solo. O P inorgânico representa 70,6% do total de P extraído nas amostras dos torpedos na PBH₁₄₀ (Tabela 26).

Ao considerar-se o somatório de P obtido durante o processo de extração sequencial constata-se que foi obtido maior quantidade de P nos sedimentos dos torpedos do que nas amostras de solo, em ambas PBHs. Na PBH₈₀, o P total extraído foi de 1624 mg kg⁻¹ e na PBH₁₄₀, foi de 1794 mg kg⁻¹; estes valores foram, respectivamente, 2,4 e 2,8 vezes superiores aos valores análogos obtidos nos solos dessas bacias. (Tabela 26).

DISCUSSÃO

Esperava-se que ocorresse maior concentração de P nas diferentes frações de P nos sedimentos coletados nos torpedos do que nos solos, mesmo tendo-se analisado somente as partículas inferiores a 63 µm. Isto porque existe erosão seletiva do solo (SHARPLAY, 1980; McDOWELL et al., 2004; YACUTINA, 2010) e, conseqüentemente, o sedimento é constituído pelas partículas mais finas do solo erodido. Além disso, a erosão atinge principalmente a camada mais superficial do solo, a qual é mais rica em P.

Ao comparar-se as amostras de sedimento com as de solo levou-se em conta o teor médio de P disponível da camada 0-10 cm de solo. No entanto, sabe-se que em sistemas com uso de florestas, pastagens e no SPD, nos quais não há revolvimento do solo, existe um gradiente decrescente dos teores de P disponível, sendo maior em superfície e diminuindo em profundidade. Se a comparação tivesse sido feita entre os teores de P no sedimento e P no solo da camada 0-1 cm, talvez o comportamento fosse diferente. No entanto, Little et al. (2007) observaram que não houve diferença na correlação entre os teores de P no sedimento e os teores de P disponível nos solos da camada 0 - 2,5 cm; 0 - 5 cm e 0 - 15 cm, para nenhum dos seguintes usos do solo: área de pastagens, SPD, sistema convencional (com e sem aplicação de esterco, respectivamente). O mesmo foi constatado por Andrashi e Bunny

(2003), ao comparar P disponível considerando diferentes profundidades de amostragem de solo com P solúvel no escoamento superficial.

Rasche et al. (2013) observaram que nas duas PBHs havia maior acúmulo das diferentes formas de P nos sedimentos de fundo (tanto do curso hídrico, quanto dos açudes), do que nos solos. Em uma BH, Iglesias et al. (2011) encontraram um teor de P biodisponível entre 2 a 26 vezes maior nos sedimentos (tanto os de fundo, quanto aqueles em suspensão) se comparado ao teor presente nos solos. Esses dados mostram as que partículas provindas dos solos das BH apresentam um risco potencial de transferir P aos cursos hídricos.

A alta quantidade de P_{RTA} e P_{Bic} disponível no sedimento coletado demonstra que, mesmo em bacias hidrográficas com pouca aplicação de fertilizantes fosfatados ou com pouca pressão bovina, pode ocorrer um acúmulo de P biodisponível nas partículas finas de sedimento. Desse modo, se a quantidade de sedimento aumenta, este pode vir a ser uma importante fonte de P para os organismos bentônicos. Quanto mais fina a partícula de solo que entra ao curso hídrico, maior será a quantidade de P disponível que nela poderá estar presente (ZHU et al, 2013).

O P_{BIC} , tanto inorgânico quanto orgânico, pode ser acessado pelos organismos bentônicos. As partículas de sedimento das bacias estudadas são bastante ricas em P disponível e, se esses sedimentos vierem a se depositar em ambientes lênticos como os do lago Guaíba, receptor final do sedimento, por tanto, eles serão fontes de P para os organismos aquáticos e poderão colaborar para a eutrofização das águas. Esse efeito será maior nos meses em que a temperatura é mais elevada e onde há deficiência de oxigênio na água. Mesmo nas duas PBHs onde não há grande concentração de sedimento na água do curso hídrico (com exceção dos eventos pluviométricos), pode haver acúmulo de P no fundo dos açudes e isto poderá desencadear o crescimento de organismos aquáticos, causando problemas de eutrofização.

Em vários lugares, o P_{BIC} é considerado como o método para determinar a disponibilidade de P para as plantas. Na Inglaterra, o valor de suficiência para o P é de 46 mg kg^{-1} (MAFF, 1991), caso essa quantidade de P for transferida para as águas pode-se assumir que existe alta quantidade de P_{BIC} disponível aos organismos aquáticos.

O P ligado a Fe e Al que pode ser extraído pelo NaOH é considerado moderadamente lábil. Em determinadas condições de oxi-redução, os óxidos de Fe e Al podem liberar P para o curso hídrico (SCHENATO, 2009). Como esta fração é predominante no sedimento, em

determinadas condições pode haver liberação de P em quantidade suficiente para causar eutrofização. Tanto que em alguns trabalhos o P extraído com NaOH 0,1 M é considerado como P biodisponível (IGLESIAS et al., 2011). Para Dorich et al. (1984), o extrator NaOH permite estimar no sedimento o P biodisponível (a curto e longo prazo) para as algas. Friend e Birch (1960), testando vários extratores, constataram que o P inorgânico extraído com NaOH 0,1 M apresentava uma boa correlação com o rendimento de algumas culturas.

A partícula de solo, uma vez erodida e depositada no fundo dos cursos hídricos, pode ter sua mineralogia modificada parcialmente. Isso ocorre principalmente com os óxidos de Fe e Al mal cristalizados, aumentando a sua capacidade de adsorção de P. Em áreas onde se tem suinocultura, avicultura, gado em confinamento ou produção de leite, pode ocorrer a entrada de P na forma solúvel e este ficar parcialmente retido no sedimento. Partículas de sedimento que possuem alta capacidade de adsorção de P podem ser transportadas para outras áreas, onde os solos apresentem deficiência de P, e liberar aí esse fósforo. Embora as PBHs não apresentem áreas urbanas, a maior parte das residências (nove na PBH₁₄₀ e seis na PBH₈₀) está localizada próximo aos cursos d'água e quase todas elas têm criação de aves e gado para consumo doméstico, com acesso direto ao curso hídrico. Isso facilita a contaminação deste com excrementos, o que leva ao enriquecimento da água com P, uma vez que muitas vezes os contaminantes dos cursos hídricos estão associados a contaminantes orgânicos (FÖRSTNER e WITTMANN, 1983).

Em ambas PBHs, mas principalmente na PBH₈₀, existem áreas úmidas que são utilizadas para o pastoreio do gado e que são pisoteadas continuamente. Estas áreas se encontram nas proximidades do curso hídrico e sofrem constantes períodos de secagem e umedecimento do solo. Isso pode alterar a produção de sedimento no curso hídrico (pela sua ressuspensão com a passagem do gado) ou modificar a quantidade de P biodisponível no sedimento, em função do estado de oxirredução em que essas áreas se encontram e da influência dos dejetos dos animais (YANG et al., 2006). Em ambientes lânticos ou áreas úmidas, também ocorre o crescimento de plantas que podem retirar parte do P da interface água-sedimento e absorvê-lo, diminuindo a concentração desse elemento no sedimento (WANG e LI, 2010; QUIAN et al., 2011).

Embora no sedimento haja maior quantidade de P_{HCl} do que nas amostras de solo, este valor ainda é baixo se comparado àquele obtido em outros trabalhos (ZHANG et al., 2012). Isto pode ser explicado pelo fato de não haver apatita natural como material de origem desses solos das PBHs, bem como pela ausência de aplicação de calcário nesses solos.

O P lábil encontrado nas PBHs é inferior àquele encontrado em outros trabalhos (DORICH et al., 1980; LIN et al., 2009; IGLESIAS et al., 2011). No entanto, deve-se considerar que muitas vezes, em outros trabalhos, não só as formas de P extraídas por RTA e por bicarbonato são consideradas lábeis, mas também o P extraído por NaOH 0,1 M. Há casos em que o P lábil chega a representar até 67% do P total, sendo que a quantidade de P biodisponível no sedimento é maior que no solo (DORICH et al., 1980; LIN et al., 2009; IGLESIAS et al., 2011).

A quantidade de P orgânico e inorgânico pode variar durante as estações do ano (RUSU et al., 2012). Geralmente há mais P orgânico quando ocorrem baixas temperaturas. Além disso, ao final da estação mais quente o teor de P orgânico vai diminuindo, em consequência do crescimento de organismos e do processo de mineralização desse elemento. A quantidade de P orgânico nas PBHs foi semelhante àquela encontrada em outros trabalhos (RUBAN et al., 1999; RUSU et al., 2012; DONG et al., 2011).

7.3.3 Dessorção de fósforo no sedimento

A quantidade de P nas amostras dos torpedos diminuiu exponencialmente em ambas as PBHs na extração sucessiva por RTA (Figura 37).

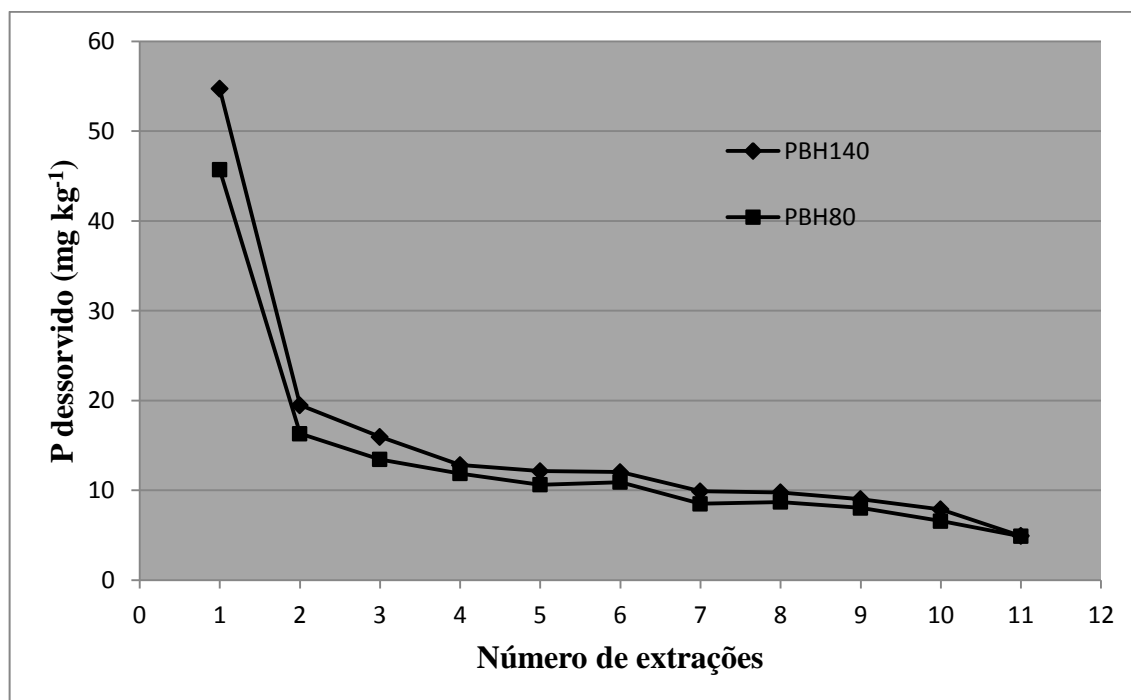


Figura 37- Dessorção do fósforo em amostras de sedimento (< 63 μm) coletadas com torpedos na PBH₈₀ e PBH₁₄₀. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos.

A quantidade de P desorvida na primeira extração com RTA representa o P particulado biodisponível (α), que foi de 23,8 e 36,5 mg kg⁻¹ na PBH₈₀ e PBH₁₄₀. Esta fração representou, em média, 16,2 e 12,3% do P particulado potencialmente biodisponível (β) nas PBH₈₀ e PBH₁₄₀, respectivamente. O valor de β alcançou 215,4 mg kg⁻¹ na PBH₈₀, sendo similar àquele da PBH₁₄₀ (191,8 mg kg⁻¹) (Tabela 27). Os valores da constante (ou taxa) de desorção (λ) também foram similares entre as amostras dos torpedos de ambas as bacias, sendo de 0,00047 mg kg⁻¹ e 0,00047 mg kg⁻¹ nas PBH₈₀ e PBH₁₄₀, respectivamente.

Tabela 27- Dessorção na primeira extração (α), desorção máxima (β) e taxa de desorção de fósforo (λ) em amostras de sedimento menores que 63 μ m, coletados com torpedo na PBH₈₀ e PBH₁₄₀. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos.

		α	β	Λ
PBH ₈₀	Sedimento	23,8 a ¹ A ²	225,4 a A	0,0047 aA
	Solo	8,3 b	56,8 b	0,0043 a
PBH ₁₄₀	Sedimento	36,5 a A	192,9 a A	0,0047 aA
	Solo	11,2 b	65,8 b	0,0048 a

- (1) Médias minúsculas seguidas de letras iguais, nas colunas, não diferem entre si pelo teste de Tukey, 0,05 no sedimento e solo na pequena bacia hidrográfica.
 (2) Médias maiúsculas seguidas de letras iguais, nas colunas, não diferem entre si pelo teste de Tukey, 0,05 no sedimento entre pequenas bacias hidrográficas.

Os valores de β das amostras de sedimentos obtidas dos torpedos são similares entre si. No entanto, esses valores de β dos sedimentos de torpedo são superiores aos valores análogos obtidos com amostras de solo (Tabela 27). Cerca de 95% do total de P desorvido do solo foi obtido após 10 extrações com RTA, tanto na PBH₈₀ quanto na PBH₁₄₀ (Figura 38).

DISCUSSÃO

Ao contrário do que ocorreu com amostras de outros trabalhos com sedimento (PELEGRINI, 2005) ou com solos (GATIBONI et al., 2002; RHEINHEIMER et al., 2003; TIECHER, 2011), a maior parte do P não foi desorvido nas primeiras extrações com RTA, embora tenha havido um importante decréscimo da disponibilidade de P entre a primeira e segunda extração. Isto pode ter ocorrido porque foram analisadas apenas as partículas de solo com diâmetro menor do que 63 μ m.

Outra explicação para esse comportamento é a baixa aplicação de P nas lavouras das PBHs de Júlio de Castilhos, o que faz com que os valores iniciais de P (primeiras desorções)

sejam mais baixos do que aqueles encontrados em BHs com outros usos, como é o caso da microbacia do arroio Lino em Agudo, que também é afluente do rio Jacuí (BORTOLUZZI et al., 2013). A cultura predominante na microbacia do arroio Lino em Agudo é o tabaco, em que há aplicação de grandes quantidades de P ano após ano. A grande quantidade de P aplicado nas lavouras de fumo satura grande parte daqueles grupos funcionais presentes na superfície das partículas do solo que são capazes de adsorver P. Sabe-se que esses sítios de adsorção na superfície das partículas ocorrem em número finito e que eles possuem diferentes capacidades de sorção de P (VARINDERPAL-SINGH et al., 2006). Por essas razões, o P adsorvido nas partículas de solo na microbacia do arroio Lino em Agudo pode estar biodisponível em maior quantidade do que aquele presente nos solos e sedimentos das PBHs estudadas.

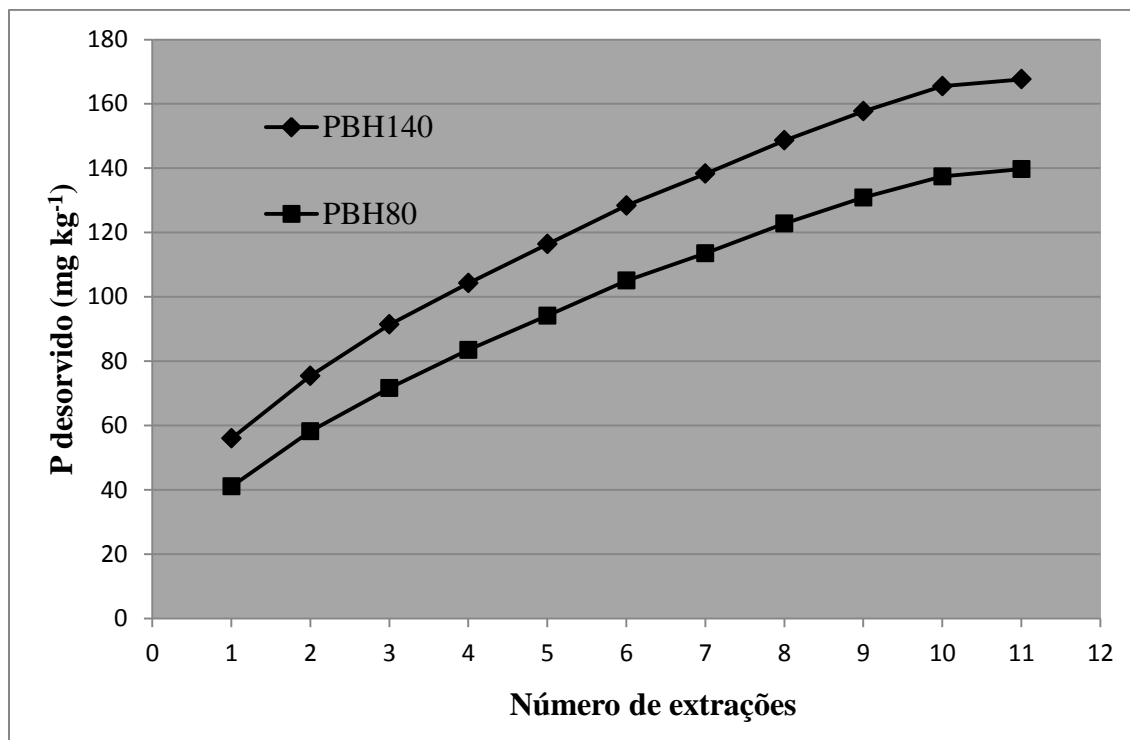


Figura 38 - Fósforo desorvido por extração sucessiva com RTA em amostras de sedimento dos torpedos (<math><63 \mu\text{m}</math>), nas PBH₈₀ e PBH₁₄₀. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos.

Também deve-se levar em conta que as amostras de sedimento dos torpedos ficaram retidas durante muito tempo dentro do coletor (180 dias), antes que fosse realizada a extração, o que pode ter afetado a quantidade final de P biodisponível no sedimento. Durante o tempo que o sedimento permaneceram dentro dos torpedos, pode ter ocorrido a liberação do P mais lábil para a água, caso tenha ocorrido um desequilíbrio químico favorável a isso. Sabe-se que são vários os fatores que afetam a disponibilidade do P: o pH do meio, as condições de oxidação-redução, a concentração de P solúvel na água, a natureza e mineralogia das partículas retidas nos torpedos, dentre outros (CORRELL, 1998; McDOWELL et al., 2001; PELLEGRINI, 2005; WANG e LI, 2010).

O P_{pb} nos sedimentos nas PBHs é maior do que o do solo, demonstrando que existe erosão seletiva de materiais. As partículas de maior P_{pb} são as que acabam chegando ao curso hídrico. Assim, mesmo em BHs com baixa quantidade de P pode ocorrer perda de sedimentos ricos em P. Estes sedimentos, sob determinadas condições, podem liberar P suficiente para desencadear o processo de eutrofização dos cursos hídricos, principalmente se grande quantidade de sedimento fino se acumular no leito de ambientes lóticos como lagos e represas. Os valores de P_{pb} do sedimento das PBHs são quase 10 vezes menores do que os

valores análogos obtidos por Bortoluzzi et al., (2013); já o Pppb das PBHs foi apenas 2 vezes menor do que o Pppb obtido por Bortoluzzi et al. (2013). A grande diferença entre o comportamento dos parâmetros Ppb e Pppb nas PBHs deve-se possivelmente ao fato de ter sido utilizado o sedimento $< 63 \mu\text{m}$, o que permitiu que as partículas de sedimento continuassem desorvendo P por um lapso maior de tempo.

7.3.4 Comportamento do fósforo em sedimentos de torpedos de diferentes coletas

7.3.4.1 Comportamento do fósforo na PBH₈₀

Ao longo das coletas de sedimentos de torpedos realizadas na PBH₈₀ observa-se que há decréscimo nos teores de P total, inorgânico, orgânico e lábil depois da primeira coleta, posteriormente estes aumentam novamente, voltam a diminuir e apresentam os valores mais baixos na quinta coleta. Considerando que a partir da terceira coleta há histórico de acúmulo de sedimento em suspensão (CSS), serão discutidos os teores de P a partir da terceira coleta (Figura 39).

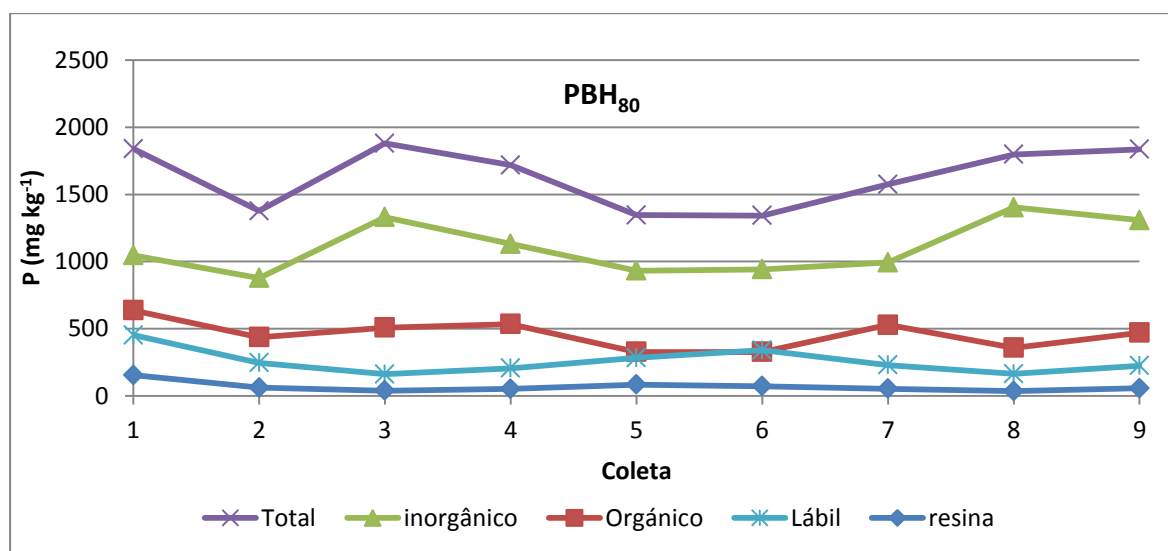


Figura 39 - Frações de fósforo extraídas pelos extratores resina trocadora de ânions (RTA), P lábil, P Orgânico, P inorgânico, e P total nos sedimentos ($< 63 \mu\text{m}$) coletados em nove épocas através de torpedos na PBH₈₀. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.

Os maiores valores de P inorgânico e P orgânico foram observados durante a terceira coleta. Quando comparadas a terceira e a quinta coletas de torpedo, observa-se que na terceira coleta houve 1,4 e 1,5 vezes mais P inorgânico e orgânico, respectivamente, do que na quinta coleta. O P lábil, ao contrário do que aconteceu com o P inorgânico e P orgânico, teve aumento de 1,7 vezes na quinta coleta quando comparado aos valores da terceira coleta de torpedo. O P resina não variou muito entre as diferentes coletas (Figura 39).

Durante a terceira (16-07-2010 a 11-10-2010) e quarta coletas (11-10-2010 a 17-04-2011) na maioria dos meses (em seis de nove meses) a quantidade de chuva precipitada foi inferior à média esperada para o período (Figura 40). A quantidade de sedimento estimado no exutório na PBH₈₀ durante esses nove meses foi de 17,7 toneladas, sendo que só no mês de setembro de 2010 foram perdidas 12,9 toneladas, o que representa 72,8% de todo o sedimento dos nove meses. Essa perda de sedimento de setembro de 2010 correspondeu a seis eventos que causaram escoamento superficial, sendo três deles com precipitações superiores a 50 mm, que são os referentes aos dias 2, 13 e 21 de setembro de 2010 (dados não mostrados).

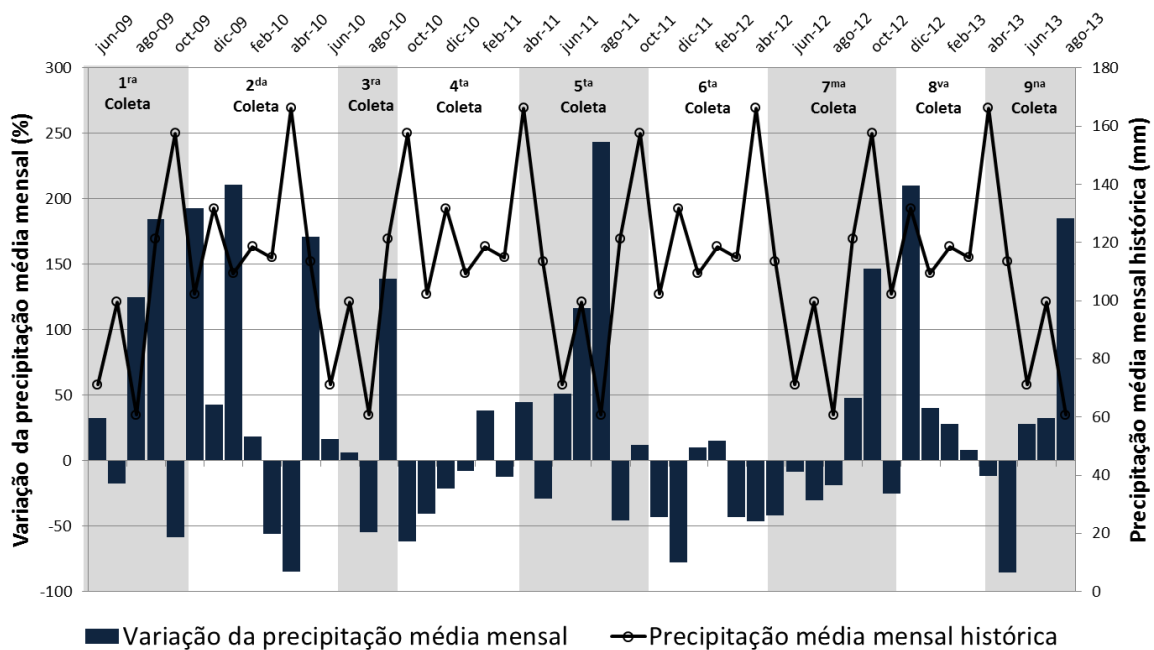


Figura 40 - Precipitação média mensal histórica (1978 – 2011) e variação da precipitação média mensal durante os períodos de coleta de sedimento em suspensão pelos torpedos. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.

Se considerarmos que a quantidade de sedimento fino nos torpedos ($< 63 \mu\text{m}$) foi de 79 e 69%, respectivamente, para a terceira e quarta coletas, pode-se estimar que a quantidade de P perdido foi de 22 e 3,6 kg de P, respectivamente (Figura 41).

Já durante a quinta coleta houve precipitação bem acima da média histórica (Figura 40) e foi estimado que a quantidade de sedimento que passou pelo exutório da PBH₈₀ entre as datas de 17-04-2011 e 24-10-2011 foi de 18,5 toneladas, correspondendo a 87,6% do total de sedimento perdido em 2011 na PBH₈₀. Considerando-se que na quinta coleta havia 76,2% de partículas com diâmetro $< 63 \mu\text{m}$ e que a concentração de P total era de 1345 mg kg^{-1} de P, foram perdidos 21,8 kg de P durante seis meses.

A partir do quinto evento, houve aumento do teor de P inorgânico e total até a oitava coleta, e de P orgânico até a sétima coleta (Figura 39). Durante a sexta e sétima coleta, novamente na maioria dos meses a quantidade de chuva precipitada foi menor do que a esperada para esse período, sendo que a quantidade de sedimento perdido durante a sexta e sétima coleta foi de 1,7 e 9,5 toneladas, respectivamente. Considerando-se que 88% e 40% das amostras dos torpedos eram compostas por partículas menores do que $63 \mu\text{m}$, durante esta fase pode-se estimar que a quantidade de sedimento perdido foi de 2,2 e 6,6 kg de P durante a sexta e sétima coleta, respectivamente, sendo bem inferior àquela perdida na quinta coleta (Figura 41).

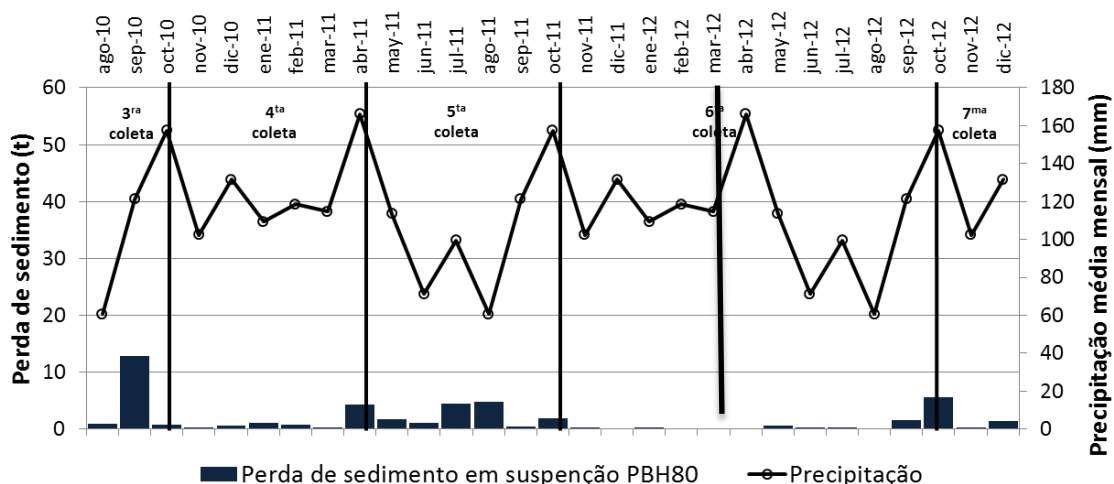


Figura 41. Perda de sedimento em suspensão estimado pela concentração de sedimento em suspensão na PBH₈₀ durante os períodos compreendidos entre a terceira e oitava coleta de sedimento em suspensão pelos torpedos. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.

7.3.4.2 Comportamento do fósforo na PBH₁₄₀

O comportamento das frações de P inorgânico e orgânico na PBH₁₄₀ seguiu a mesma tendência observada na PBH₈₀: houve decréscimo de P nas diferentes frações a partir da terceira coleta, chegando ao mínimo na quinta coleta, e posteriormente o teor de P total, orgânico, inorgânico voltaram novamente a aumentar até a oitava coleta (Figura 42).

O teor de P Inorgânico na PBH₁₄₀, na terceira coleta (1253 mg kg⁻¹) foi 1,7 vezes superior ao da quinta coleta (739 mg kg⁻¹), a qual apresentou o menor valor de P inorgânico. Posteriormente houve um aumento desse valor, alcançando o pico na oitava coleta (1474 mg kg⁻¹), o que é 2 vezes maior do que o P inorgânico da quinta coleta (Figura 42). O P orgânico seguiu a mesma tendência: na terceira coleta (791 mg kg⁻¹) há 2,4 vezes mais P orgânico do que na quinta coleta (328 mg kg⁻¹), a partir da qual o P orgânico no sedimento volta a aumentar até alcançar a concentração de 601 mg kg⁻¹ na oitava coleta.

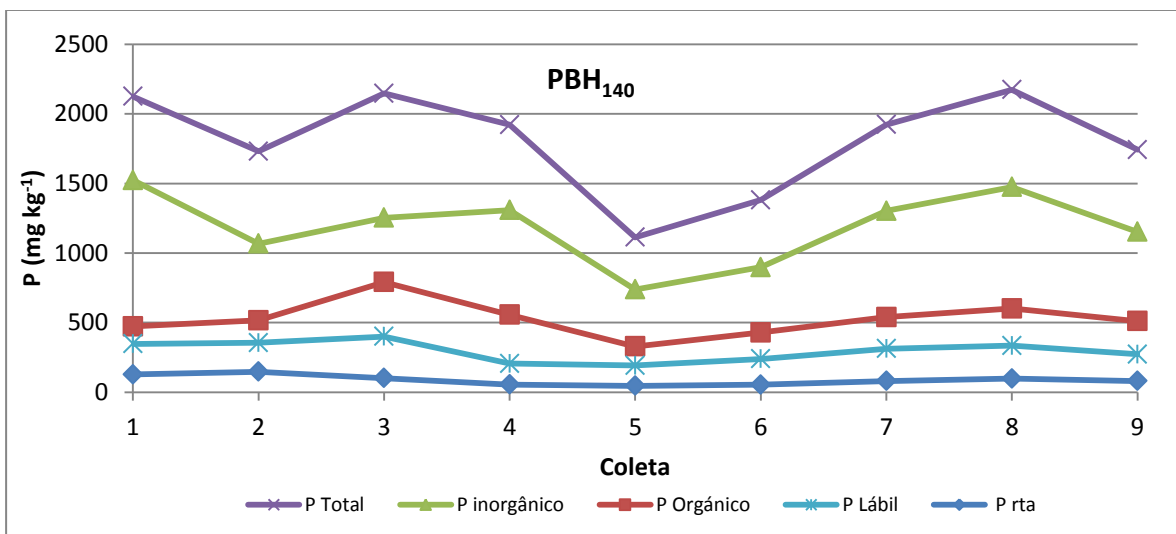


Figura 42 - Frações de fósforo correspondentes aos diferentes extratores: resina trocadora de ânions (RTA), P lábil, P Orgânico, P inorgânico, e P total nos sedimentos (<63µm) coletados em nove épocas, através de torpedos na PBH₁₄₀. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.

Na PBH₁₄₀ a quantidade de sedimento perdidos na terceira e quarta coletas foi de aproximadamente 78,2 e 6,5 toneladas, respectivamente (Figura 43). A quantidade de P perdido foi de 85 e 4,5 kg, respectivamente, na terceira e na quarta coletas, sendo que a principal perda ocorreu no mês de setembro de 2010, durante os mesmos eventos acima citados para a PBH₈₀.

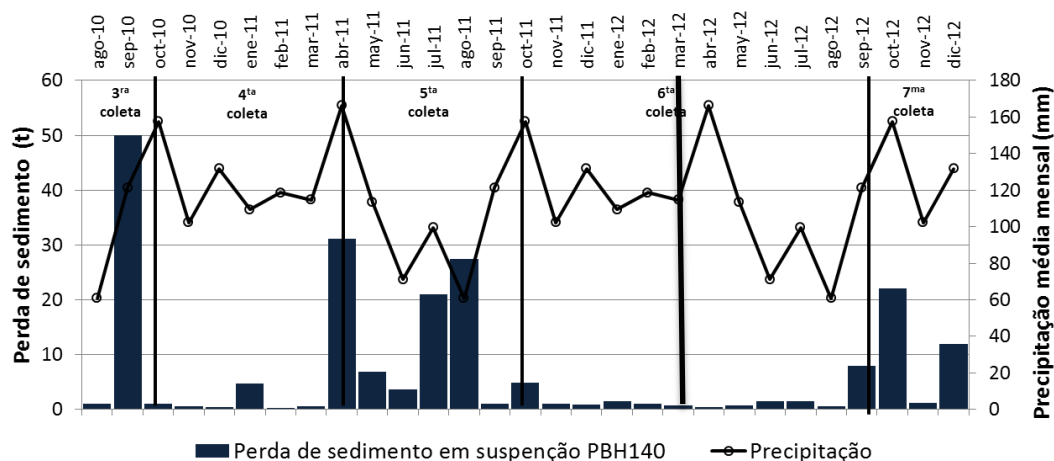


Figura 43 - Perda de sedimento em suspensão estimado pela concentração de sedimento em suspensão na PBH₈₀ durante os períodos compreendidos entre a terceira e oitava coleta de sedimento em suspensão pelos torpedos. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.

O P lábil na PBH₁₄₀, assim como o P inorgânico e P orgânico, decresce da terceira (400 mg kg⁻¹) para a quinta coleta (192 mg kg⁻¹), após o que aumenta novamente até a oitava coleta (335 mg kg⁻¹). Como existe maior quantidade de P inorgânico, P orgânico e P lábil na terceira e oitava coletas do que na quinta, também há maior P total na terceira e quinta coletas.

Considerando-se somente a época para a qual se tem dados de sedimento em suspensão (3^a a 7^a coleta) observa-se que, de maneira similar ao ocorrido na PBH₈₀, foi justamente na quinta coleta, em que foi registrada a menor quantidade de P total, orgânico e inorgânico, que ocorreu uma precipitação maior do que a média histórica para essa época (Figura 40). Acompanhando essa maior precipitação, também ocorreu maior perda de sedimento em suspensão na quinta coleta de torpedo (Figura 43), chegando a 95 toneladas, o que representa 92% da perda total de sedimento ocorrida na PBH₁₄₀ no ano de 2011, que foi de 103,2 toneladas.

A quinta coleta de torpedo integra sedimentos em suspensão referentes ao período transcorrido entre 17 de abril de 2011 e 24 de outubro de 2011, totalizando 190 dias de coleta. Considerando-se que na amostra da quinta coleta havia 50% de material fino (< 63 µm) perdeu-se 52,9 kg de P em 190 dias, o dobro da quantidade de P perdido na PBH₈₀. A perda de P foi menor no período correspondente à quinta coleta do que naquele referente à terceira coleta, o que se deve ao baixo teor de P total presente na amostra da quinta coleta quando comparada com aquela da terceira coleta.

DISCUSSÃO

Durante os períodos de pouca precipitação e, conseqüentemente, de pouco escoamento superficial, grande parte do sedimento que entra no curso hídrico é oriundo das estradas, dos canais preferenciais de fluxos como as voçorocas, das trilhas formadas pelo tráfego do gado nas áreas de pastagens, etc., que são áreas que, por não serem fertilizadas, possuem baixos teores de P lábil e de P moderadamente lábil. Tiecher et al. (2012), aplicando técnica de "*fingerprinting*", estimaram que, na PBH₈₀ no período correspondente à terceira coleta de sedimento no torpeda, houve maior entrada de sedimento das lavouras do que das estradas, devido à maior precipitação. Os autores verificaram também que os sedimento provindos das áreas de lavouras eram mais ricos em P do que aqueles oriundos das estradas, e que os sedimentos dos torpedos da terceira coleta eram mais concentrados em P total. Por outro lado, durante o período integrado pelo torpeda na quarta coleta, o qual apresentou menor precipitação, a estrada gerou mais sedimento do que as lavouras e, portanto, foi menor a entrada de P adsorvido ao sedimento no curso d'água.

Na quinta coleta era esperado um aumento do sedimento rico em P provindo de lavouras. No entanto, foi observado um decréscimo no teor de P. A maior precipitação, acompanhada da maior perda de sedimento, pode ter erodido solos de áreas onde comumente não ocorre grande erosão e que são mais pobres em P (como as estradas e as margens dos cursos hídricos). Portanto, ao aumentar a perda de sedimento houve decréscimo na concentração de P do sedimento.

Ao analisar-se as chuvas ocorridas no intervalo abrangido pela terceira coleta, nota-se que a maior parte das precipitações ocorreram durante o mês de setembro de 2010. Nessa época, grande parte das áreas da PBHs eram utilizadas como pastagem, pois os agricultores geralmente tinham removido o solo nessa época para semear milho ou gramíneas usados no pastoreio do gado. Já na quinta coleta que abrange o período desde 17 de abril de 2011 até o dia 24 de outubro de 2011, a maior parte das precipitações ocorrem nos meses de abril e julho, época em que o solo se encontrava relativamente coberto pelas plantas de cobertura de inverno e não havia aplicação de fertilizantes fosfatados nas lavouras nem grande remoção do solo.

Vários trabalhos mostram que existe correlação entre a vazão do curso hídrico e a perda de sedimento (VANMAERCKE et al., 2010; HOROWITZ et al, 2012; PELLEGRINI,

2013). Portanto, quando existe aumento da vazão no curso hídrico haverá aumento na perda de sedimento e conseqüentemente perda de P na forma particulada.

No período correspondente à sexta coleta a precipitação foi baixa e houve déficit hídrico, sendo que o ano de 2012 foi o ano mais seco entre os 60 anos precedentes. A situação foi tão crítica que 145 municípios decretaram estado de emergência devido à estiagem ocorrida no RS (BRASIL, 2012). Nas PBHs, muitos poços secaram e os produtores passaram a depender do caminhão pipa da prefeitura para abastecimento de água potável; até mesmo grande parte das áreas úmidas das PBHs estavam bastante secas, em razão do déficit hídrico de 6 meses consecutivos.

Na sétima coleta houve aumento da perda de sedimento e de P, em consequência da regularização das chuvas nas PBHs, que foi acompanhada do aumento da vazão. A maior parte da perda de sedimento em bacias hidrográficas de zonas tropicais e subtropicais ocorrem em poucos eventos de grande intensidade (VANMAERCKE et al., 2010). Por exemplo, Horowitz (2009) observou, para um período de três anos de monitoramento de uma BH no estado do Colorado (EUA), que mais de 94% do sedimento e mais de 90% do P foram perdidos durante os eventos pluviométricos, sendo que 85% da perda de sedimento ocorreu em apenas 8 eventos.

Deve-se levar em conta que em bacias hidrográficas, ao contrário do que ocorre em parcelas de perdas de solo, o movimento das partículas de solo de determinado ponto até o exutório da bacia se dá de maneira escalonada e muitas vezes as partículas podem ficar inicialmente retidas em algum ponto antes de chegar ao curso hídrico. O efeito da remoção de sedimento e de fertilizantes do solo pode ser observado depois de algum tempo (medido em semanas, meses ou anos dependendo do tamanho das BHs), principalmente em bacias hidrográficas planas e com baixa aplicação de P, como são as deste estudo.

7.3.5 Perda estimada de fósforo entre as diferentes coletas em torpedo nas PBHs.

Considerando-se a perda de sedimento estimado por Pellegrini (2013) em ambas as PBHs, e aplicando a ela a equação do capítulo II, pode-se inferir que na PBH₁₄₀ há maior perda de P durante a terceira (51,3 kg), quinta (72,0 kg) e sétima (44,2 kg) coletas. Estas três coletas compõem 454 dias (52,9%) de 850 dias de estudo (Tabela 28). Porém no período abrangido por essas três coletas perdeu-se 167,5 kg de P, o que significa 94% do total de P

que foi perdido na PBH₁₄₀ (177,6 Kg de P) entre 16 de julho de 2010 a 12 de novembro de 2012. Em relação ao volume de água precipitada durante estas três coletas, choveu 1870 mm, o que representa 77,8% do total precipitado durante os 850 dias de estudo.

Tabela 28 - Datas que os torpedos coletaram sedimento, número de dias que cada torpedo coletou sedimento, precipitação em cada PBH, entre a terceira e sétima coleta de torpedo nas PBH_s. Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – RS.

Coleta do torpedo	Data	Dias	PBH ₁₄₀			PBH ₈₀		
			Chuva mm	Sedimento em suspensão kg	Perda de P	Chuva mm	Sedimento em suspensão kg	Perda de P
3ra	16-7-10 a 11-10-10	87	416	46673	51,3	445	15335	12,4
4ta	11-10-10 a 17-04-11	188	247	7608	8,4	380	1336	1,1
5ta	17-4-11 a 24-10-11	190	786	65472	72,0	868	13150	10,7
6ta	24-10-11 a 19-5-12	208	284	1580	1,7	174	565	0,5
7ma	19-5-12 a 12-11-12	177	668	40145	44,2	613	12460	10,1
TOTAL		850	2401	161477	177,6	2479	42848	34,3

Foi estimada uma pequena perda de P na PBH₁₄₀ nas quarta (8,4 kg) e sexta (1,7 kg) coletas de torpedo. Na sexta coleta, em ambas PBHs, observa-se que, embora tenha sido o período em que o torpedo ficou por mais tempo coletando, houve o menor volume de água precipitada. Isso mostra que, nas PBHs, a maior parte das perdas de sedimento e de fósforo ocorre durante os eventos pluviométricos.

Na PBH₈₀, de maneira similar ao que ocorreu na PBH₁₄₀, houve maior perda de P durante as terceira (12,4 kg), quinta (10,7 kg) e sétima (10,1 kg) coletas. No entanto, a quantidade total de P perdida é bem inferior àquela estimada na PBH₁₄₀. Na PBH₈₀, estimou-se a perda de apenas 34,3 kg de P no período de tempo monitorado. Embora o tamanho da PBH₁₄₀ seja apenas 1,8 vezes maior do que o da PBH₈₀, a perda de P na PBH₁₄₀ é 5,1 vezes maior do que a da PBH₈₀.

DISCUSSÃO

Observa-se que em ambas PBHs existe correlação entre o volume de chuva caída e a perda de sedimento e que, concomitantemente à perda de sedimento, ocorre a perda de P na forma particulada. A época do ano não influencia muito a perda de P, mas a perda de sedimento sim. O período abrangido pela sexta coleta de torpedo foi um dos mais secos das últimas décadas, no qual houve 6 meses de déficit hídrico em grande parte do estado do Rio Grande do Sul. Isso impossibilitou a perda P na forma particulada quando não ocorriam eventos pluviométricos, de acordo com as análises realizadas.

A menor perda de P na calha de monitoramento da PBH₈₀ se dá pela menor produção de sedimento nessa bacia, como foi constatado por Pellegrini (2013). Nesse trabalho, o autor afirma que na PBH₈₀ perde-se maior volume de água por escoamento superficial, mas que, no entanto, há menor perda de sedimento devido principalmente à presença das áreas úmidas, as quais funcionam como armadilhas de sedimento e retardam a velocidade de escoamento. Uma evidência disso é que o tempo de concentração (O período de tempo necessário para que o escoamento superficial proveniente de uma precipitação se movimente do ponto mais remoto de uma bacia até o exutório) na PBH₈₀ é maior que na PBH₁₄₀, por mais que ela seja menor.



Figura 44 - Aspecto do curso hídrico na seção de monitoramento da PBH₁₄₀ a) quando não há evento pluviométrico, b) coletor tipo torpedo quando não há evento pluviométrico e c) quando ocorre evento pluviométrico.

7.4 CONCLUSÕES

a) Observa-se que em ambas PBHs existe relação entre a produção de sedimento e a quantidade de P perdida, bem como com a forma de P que se determina pelo método de fracionamento químico.

b) Os sedimentos em suspensão que são retidos pelos torpedos apresentam maior concentração de silte e de argila do que os solos da bacia hidrográfica.

c) Os teores médios de P em todas as frações do fracionamento de Hedley, com exceção do P residual, foram maiores nas amostras coletadas nos torpedos que no solo das respectivas PBHs, quando consideradas as partículas com diâmetro inferior a 63 μm .

d) Os teores de P lábil nos sedimentos em suspensão coletados com o torpedo nas bacias PBH₈₀ e PBH₁₄₀ são, respectivamente, 5,5 e 3,0 vezes maiores os valores análogos dos solos dessas bacias.

e) O teor de P particulado biodisponível (α) foi 23,8 e 36,5 mg kg⁻¹ nas bacias PBH₈₀ e PBH₁₄₀, respectivamente. Esta fração representou em média 16,2 e 12,3% do P_{ppb} (β) para PBH₈₀ e PBH₁₄₀, respectivamente. O parâmetro β alcançou 215,4 mg kg⁻¹ na PBH₈₀, sendo similar ao valor análogo encontrado na PBH₁₄₀ (191,8 mg kg⁻¹).

f) O comportamento das frações de P inorgânico e orgânico seguiram a mesma tendência na PBH₁₄₀ e na PBH₈₀. Houve decréscimo de P nas diferentes frações a partir da terceira coleta, chegando-se ao mínimo na quinta coleta; posteriormente, os teores de P total, P orgânico e P inorgânico voltaram novamente a aumentar até a oitava coleta.

g) A quantidade de P total perdida nas PBHs é baixa, mas grande parte do P perdido é lábil ou moderadamente lábil o que pode constituir risco de eutrofização das águas caso esta chegue a ambientes lênticos que permitam a dessorção de P.

8. CONCLUSÕES GERAIS

- a) As PBHs apresentam conflitos relacionados ao uso do solo, onde existe uso agropecuario em áreas de preservação permanente, e estes conflitos vem se agravando nos últimos anos e vez de diminuir.
- b) Existe baixo nível de tecnologia ou práticas agronômicas aplicado pelos produtores nas PBHs em estudo, isso pode ser verificado pela forma de produção agrícola e pecuária que realiza os produtores, sendo um exemplo a acidez dos solos nos diferentes usos, alta saturação de alumínio e baixo teor de fósforo disponível as plantas.
- c) A versão do índice de fósforo do Alabama foi o que melhor estimou a perda de fósforo nas PBHs, pois a perda de P total nas mesmas é baixa, principalmente pela pouca quantidade de fósforo que se encontra no solo e a baixa perda de sedimento nas PBHs, sendo alta somente durante os eventos pluviométricos.
- d) Há diferença na mineralogia do solo e do sedimento, sendo que no sedimento existe maior quantidade de esmectita e argilo mineral 2:1 que nos solos, também há diferença na mineralogia entre as fases da vazão durante um evento pluviométrico.
- e) O fracionamento de fósforo permitiu demonstrar que não há diferença entre os diferentes usos do solo nas PBHs. No entanto, há maior porcentagem de fósforo lábil e moderadamente lábil no sedimento que no solo, em ambas PBHs.
- f) Existe concentração de P no sedimento, isso foi constatado tanto no fracionamento de fósforo provenientes dos torpedos como do sedimento coletado nos eventos pluviométricos.
- g) Não foram encontradas diferenças no fracionamento de fósforo entre as amostras de torpedo, pelo que não pode se afirmar que a forma de fósforo do sedimento varia no tempo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDRASKI, T.W.; BUNDY, L.G. Relationships between phosphorus levels in soil and in runoff from corn production systems. **J. Environ. Qual.**, v.32, p. 310–316, 2003.
- AGENCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Glossário de termos hidrológicos**. Versão 1.1. Brasília, DF. Disponível em www.ana.gov.br
- ALMEIDA, J.A.; MAÇANEIRO, K.C.; KLAMT, E. Mineralogia da fração argila de solos vermelhos com horizontes superficiais brunados do planalto de Lages (SC). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 24, n. 4, p. 815-828, out./dez.,2000.
- ARNOLD, J.G., SRINIVASAN, R., MUTTICAH, R.S., WILLIAMS, J.R. Large area hydrologic modeling and assessment part I: model development. **J. Am. Water Resour. Assoc.**, v. 34, n.1, p. 73–89, 1998.
- ATTANASIO, C.M.; GANDOLFI, S.; ZAKIA, M.J.B.; JUNIOR, J.C.T.V.; DE PAULA LIMA, W.A. Importância das áreas ripárias para a sustentabilidade hidrológica do uso da terra em microbacias hidrográficas. **Bragantia** [en línea] v. 71, n.4, p.493-501, 2012.
- BARBIERI, D.M. **Formas do relevo e variabilidade espacial de atributos químicos e mineralógicos de um argissolo cultivado com cana-de-açúcar**. 2007. 83 f. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2007.
- BARROS, C.A.P. **Comportamento hidrossedimentológico de uma bacia hidrográfica rural utilizando técnicas de monitoramento e modelagem**. 2012. 180 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Curso de Pós-graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal de Santa Maria. 2012.
- BARROW, N.J. On the reversibility of phosphate sorption by soil. **J Soil Sci**, v. 34, p. 751–758. 1983.
- BARROW, N.J. The four laws of soil chemistry: the Leeper lecture 1998. **Australian Journal of Soil Research**, v. 37, p.787-829. 1999.
- BASSO, C.J.; CERETTA, C.A.; DURIGON, R.; POLETTO, N.; GIROTTO, E.. Dejeito líquido de suínos: II perdas de nitrogênio e fósforo por percolação no solo sob plantio direto. **Ciência Rural**, v. 35, p.1305-1312. 2005.
- BAUM, C.; LEINWEBER, P.; SCHLICHTING, A. Effects of chemical conditions in rewetted peats on temporal variation in microbial biomass and acid phosphatase activity within the growing season. **Soil Ecology**, v. 22, p. 167–174. 2003.
- BEASLEY, D.B., HUGGINS, L.F., MONKE, E.J. ANSWERS: a model for watershed planning. **Trans. Am. Soc. Agric. Eng.**, v. 23, n. 4, p. 938–944. 1980.
- BECHMANN, M.; KROGSTAD, T.; SHARPLEY, A.N. A phosphorus index for Norway. **Acta Agric. Scand., Sec. Soil Plant Sci.**, v. 55, p. 205–213. 2005.

- BECHMANN, M.E.; STALNACKE, P.; KVÆRNØ, S.H. Testing the Norwegian phosphorus index at the field and subcatchment scale. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 120, p. 117–128. 2007.
- BENASSI, S.F; MACHADO JR, D.M; LISBOA V,A.M. 2005. **Estudo preliminar de uma metodologia de análise da interferência do uso e ocupação do solo e a qualidade da água em microbacias, enfatizando as dificuldades encontradas**. In Congresso Paraguai de Recursos Hídricos. 31 de outubro a 2 de novembro de 2005. Hernandarias, Paraguay.
- BERTOL, I.; GUADAGNIN, J. C.; CASSOL, P.C.; AMARAL, A.J.; BARBOSA, F.T. Perdas de fósforo e potássio por erosão hídrica em um Inceptisol sob chuva natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, n. 3, p. 485-494, maio/jun. 2004.
- BERTOL, I.; COGO, N. P.; SCHICK, J.; GUDAGNIN, J. C.; AMARAL, A. J. Aspectos financeiros relacionados às perdas de nutrientes por erosão hídrica em diferentes sistemas de manejo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.31, n.1, p.133-142, 2007.
- BHADHA, J.H; JAWITZ, J.W. Characterizing deep soils from an impacted subtropical isolated wetland: implications for phosphorus storage. **J Soils Sediments**, v. 10, p. 514–525. 2010. DOI 10.1007/s11368-009-0151-4.
- BOER, M.M.; PUIGDEFABREGAS, J. Effects of spatially structured vegetation patterns on hillslope erosion in a semiarid Mediterranean environment: a simulation study. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 30, n. 18, p. 149–167, 2005. DOI: 10.1002/esp.1180
- BOWMAN, R.A. ; COLE, C.V. Transformations of organic P substrates in soils as evaluated by NaHCO₃ extraction. **Soil Sci.**, v. 125, p. 49-54. 1978.
- BORTOLON, L. **Fósforo em sistema plantio direto, afetado pelo histórico de uso do solo e os efeitos agrônômicos e ambiental**. 2009. 104 f. Tese (Doutorado em Ciência do solo) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009.
- BORTOLUZZI, E.C.; RHEINHEIMER, D.D.S.; GONÇALVES, C.S.; PELLEGRINI, J.B.; ZANELLA, R.; COPETTI, A.C. Contaminação de águas superficiais por agrotóxicos em função do uso do solo numa microbacia hidrográfica de Agudo, RS. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 10, n. 4, p. 881-887. 2006.
- BORTOLUZZI, E.C.; RHEINHEIMER, D.D.S.; SANTANNA, M.A.; CANER, L. Mineralogy and nutrient desorption of suspended sediments during a storm event. **J Soils Sediments**. 2013. DOI 10.1007/s11368-013-0692-4.
- BORTOLUZZI, E.C.; PARIZE, G. L. ; KORCHAGIN, J. ; RHEINHEIMER, D. S. ; KAMINSKI, J. Soybean root growth and crop yield in reponse to liming at the beginning of a no-tillage system. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, p. 262-271, 2014.
- BORTOLUZZI, E.C.; POLETO, C. **Metodologias para estudos de sedimentos: ênfase na proporção e na natureza mineralógica das partículas**. In: POLETO, C.; MERTEN, G. H. (Orgs.). Qualidade de Sedimentos. 2. ed. Porto Alegre: ABRH,2006. p. 83-140.

- BOSCHETTI, N.G.; QUINTERO, C.E.; GIUFFRÉ, L. Phosphorus fractions of soils under *Lotus corniculatus* as affected by different phosphorus fertilizers. **Biol Fertil Soils**, v. 45, p. 379–384. 2009. DOI 10.1007/s00374-008-0341-z
- BRASIL, Ministério da Agricultura. 1973. **Levantamento de reconhecimento dos solos do estado do Rio Grande do Sul**. Recife: convênio MA/DPP – SA/ DRNR, 431p. (Boletim Técnico, 30). 1973.
- BRASIL. 2005. **Resolução do CONAMA nº 357**, de 18 de março de 2005. Brasília, DF: Congresso Nacional. 2005.
- BRICKER, S.B; FERREIRA, J.G; SIMAS, T. An integrated methodology for assessment of estuarine trophic status. **Ecological Modelling**, v. 169, p.39–60. 2003.
- BRINDLEY G.W. & BROWN G. (Editors). **Crystal structures of clay minerals and their x-ray identification**. Mineralogical Society, 41 Queen's Gate, London SW7 5HR, 1980. 495 pp.
- BRITZKE, D.; SILVA, L.S.; MOTERLE, D.F.; SANTOS RHEINHEIMER, D.; BORTOLUZZI, E.C. A study of potassium dynamics and mineralogy in soils from subtropical Brazilian lowlands. **Journal of Soils and Sediments**, v. 12, p. 185-197, 2012.
- BROGGI, F. **Adsorção e disponibilidade de fósforo em solos com diferentes composições mineralógicas**. 2010. 62 f. Dissertação (Mestrando em Ciência do solo) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2004.
- BROOKES, P.C. e POWLSON, D.C. Preventing phosphorus losses during perchloric acid digestion of sodium bicarbonate soil extracts. **Journal of Science and Food Agriculture**, v. 32, p. 671-674. 1982.
- BUHLER, S; OBERSON, A.R.A.O.I.M; FRIESEN, D.K; FROSSARD, E. Sequential phosphorus extraction of a ³³P-labeled Oxisol under contrasting agricultural systems. **Soil Sci Soc Am J.**, v. 66, p. 868–877. 2002.
- BUNEMANN, E.K.; BOSSIO, D.A.; SMITHSON, P.C.; FROSSARD, E.; OBERSON, A. Microbial community composition and substrate use in a highly weathered soil as affected by crop rotation and P fertilization. **Soil Biology e Biochemistry**, v. 36, p. 889–901. 2004.
- CAMPOS, C.R.J.; SILVA, M.V. Impacto de sistemas meteorológicos no regime hídrico do Rio Grande do Sul em 2006. **Rev. Bras. Geof.**, v. 28, n. 1, p. 121-136. 2010. ISSN 0102-261X.
- CAPOANE, V. Qualidade da água e sua relação com o uso da terra em duas pequenas bacias hidrográficas. 2011. 106 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Curso de Pós-graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal de Santa Maria. 2011.
- CAPOANE, V.; RHEINHEIMER, D.S. Análise qualitativa do uso e ocupação da terra no Assentamento Alvorada, Júlio de Castilhos – Rio Grande do Sul. **Revista NERA**, 15:20.193 – 205. 2012

- CAPOANE, V.; RHEINHEIMER, D.S. Usos antrópicos em áreas de preservação permanente: estudo de caso em um assentamento de reforma agrária. **Extensão Rural** (Santa Maria), v. 20, p. 7-23, 2013.
- CARVALHO, N.O. **Hidrossedimentologia prática**. CPRM, Eletrobrás. Rio de Janeiro. 2008. 371p.
- CERETTA, C.A.; LORENSINI, F.; BRUNETTO, G.; GIROTTO, E.; GATIBONI, L.C.; LOURENZI, C.R.; TIECHER, T.L.; DE CONTI, L.; TRENTIN, G.; MIOTTO, A. Frações de fósforo no solo após sucessivas aplicações de dejetos de suínos em plantio direto. **Pesq. Agropec. Bras.**, v. 45, n. 6, p. 593-602. 2010.
- CERETTA, C.A.; BASSO, C.J.; VIEIRA, F.C.B.; HERBES, M.G.; MOREIRA, I.C.L.; BERWANGER, A.L. Dejeito líquido de suínos: I - perdas de nitrogênio e fósforo na solução escoada na superfície do solo, sob plantio direto. **Ciência Rural**, v. 35, p. 1296-1304. 2005.
- CHAPLOT, V; GIBOIRE, G; MARCHAND, P.; VALENTIN, C. Dynamic modelling for linear erosion initiation and development under climate and land-use changes in northern Laos. **Catena**, v. 63, p. 318–328. 2005.
- CORADI, C.P; PEREIRA-RAMIREZ, O.; FIA, R.; MATOS, A.T. Qualidade da água superficial da bacia hidrográfica da lagoa Mirim. **Revista de Ciências Ambientais**, Canoas, v. 3, n.1, p. 53-64. 2009a. ISSN 1981-8858.
- CORADI, C.P; FIA, R.; PEREIRA-RAMIREZ, O. Avaliação da qualidade da água superficial dos cursos de água do município de Pelotas-RS, Brasil. **Ambi-Água**, Taubaté, v. 4, n.2, p.46-56. 2009b. Doi: 10.4136/ambi-agua.85.
- CORREL, D.L. Phosphorus: A Rate Limiting Nutrient in Surface Waters. Maryland. **Poultry Science**, v. 78, p. 674–682. 1999.
- 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.
- CONAB (Companhia Nacional de Abastecimento). **11º Levantamento** Agosto 2013 In: Levantamento de safra. Disponível em: www.conab.gov.br
- COSTA, C.N.; MEURER, E.J.; BISSANI, C.A.; SELBACH, P.A. **Contaminantes e poluentes do solo e do ambiente**. 2004. In: MEURER, E.J. Fundamentos de Química do Solo. Porto Alegre: Gênese, p. 239-281. 2004
- CQFS-RS/SC – Comissão de Química e Fertilidade do Solo - RS/SC. 2004. **Manual de adubação e calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina**. Porto Alegre: SBCS-NRS/EMBRAPA-CNPT, 400 p. 2004.
- CSATHO, P.; SISÁK, I.; RADIMSZKY, L.; LUSHAJ, S.; SPIEGEL, H.; NIKOLOVA, M.T.; NIKOLOV, N.; CERMÁK, P.; KLIR, J.; ASTOVER, A.; KARKLINS, A.; LAZAUSKAS, S.; KOPINSKI, J.; HERA, C.; DUMITRU, E.; MANOJLOVIC, M.; BOGDANOVIC, D.; TORMA, S.; LESKOSEK, M.; KHRISTENKO, A. Agriculture as a source of phosphorus causing eutrophication in Central and Eastern Europe. **Soil Use and Management**, v. 23, n.1, p.36–56. 2007.

- CROSS, A.F.; SCHLESINGER, W. H. A literature review and evaluation of the Hedley fractionation: Applications to the biogeochemical cycle of soil phosphorus in natural ecosystems. **Geoderma**, v. 64, p. 197-214, 1995.
- DE ROO, A.P.J. Modelling runoff and sediment transport in catchments using GIS. **Hydrol. Process.**, v. 12, p. 905–922. 1998.
- DELAUNE, P. B.; MOORE, P. A.; CARMAN, D. K. Development of a Phosphorus Index for Pastures Fertilized with Poultry Litter—Factors Affecting Phosphorus Runoff. **Journal of Environmental Quality**, v. 33, n. 6, p. 2183-91. 2004a.
- DELAUNE, P. B.; MOORE, P. A.; CARMAN, D. K. Evaluation of the Phosphorus Source Component in the Phosphorus Index for Pastures. **Journal of Environmental Quality**, v. 33, n.6, p.2192-2200. 2004b.
- DENARDIN, J. E. et al. **Manejo da enxurrada em sistemas de plantio direto**. Porto Alegre: Fórum Estadual de Solo e Água, 2005. 88p.
- DENARDIN, J. E. 1990. **Erodibilidade do solo estimada através de parâmetros físicos e químicos**. 1990. 113 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo). Piracicaba: ESALQ\USP.
- DIEL, M.; CASTILHOS, R.M.V.; SOUSA, R.O.; VALH, L.C.; SILVA, J.B. 2007. Nutrientes na água para irrigação de arroz na Região Sul do Rio Grande do Sul, Brasil. **Ciência Rural**, v. 37, n. 1, p. 102-109. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_pdfepid=S0103-84782007000100017eInlg=enenrm=isoetInlg=pt. Acesso em: 20 fevereiro de 2012. Dói 10.1590/S0103-84782007000100017.
- DICK, W. A.; TABATABAI, M. A. 1977. Determination of orthophosphate in aqueous solutions containing labile organic and inorganic phosphorus compounds. **Journal of Environmental Quality**, Madison, 6:82-85.
- DONG, L; · YANG, Z;·LIU, X. Phosphorus fractions, sorption characteristics, and its release in the sediments of Baiyangdian Lake, China. **Environ Monit Assess**, v. 179, p. 335–345. 2011. DOI 10.1007/s10661-010-1740-9.
- DOORENBOS, J.; KASSAN, A. H. 1979. **Efectos del agua el rendimiento de los cultivos**. Roma: FAO, 212 p. 1979.
- DORICH, R.A.; NELSON, D.W.; SOMMERS, L.E. Algal availability of sediment phosphorus in drainage water of the black creek watershed. **J Environ Qual** ., v. 9, n. 4, p. 557–563. 1980.
- DORICH, R.A.; NELSON, D.W.; SOMMERS, L.E. Availability of phosphorus to algae from eroded soil fractions. **Agr Ecosyst Environ.**, v. 11, n. 3, p.253–264. 1984.
- EASTMAN, M.; GOLLAMUDI, A.; STAMPFI, N.; MADRAMOOTOO, C.A.; SARANGI, A. Comparative evaluation of phosphorus losses from subsurface and naturally drained agricultural fields in the Pike River watershed of Quebec, Canada. **Agricultural Water Management**, v. 97, p. 596–604. 2010.

- EGHBALL, B. e GILLEY, J. E. Phosphorus risk assessment index evaluation using runoff measurements. **Journal of Soil e Water Conservation**, v. 56, n. 3, p. 202-206. 2001.
- EL-DEWINY MCS, EL-AILA HI. Effect of organic matter on the release and availability of phosphorus and their effects on spinach and radish plants. **Res J Agri Biol Sci.**, v. 2, p.103–108. 2006.
- EMBRAPA. **Histórico da soja no Brasil**. 2010. Disponível em <http://www.cnpso.embrapa.br> 2010.
- EVANS, M.G., BURT, T.P. **Contemporary erosion in the Rough Site catchment, Moor House National Nature Reserve, north Pennines**. 1998. In: Warburton, J. (ed.), *Geomorphological Studies in the North Pennines* British Geomorphological Research Group: UK, p. 37-45. 1998 '
- FÖRSTNER, U.; SALOMONS, W. Nutrientes na água para irrigação de arroz na Região Sul do Rio Grande do Sul, Brasil. **J Soils Sediments**, v. 10, p. 1440–1452, 2010. DOI 10.1007/s11368-010-0310-7
- FILHO, C. de C.; CATANEO, A. e BISCALA, R. C. M. Utilização da metodologia de Wilkinson pra cálculo do potencial erosivo das chuvas em cinco localidades do Paraná. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 6, p. 240-241. 1982.
- FOX, R.L.; SEARLE, P.G.E. **Phosphate adsorption by soils of the tropics**. In: DROSDOFF, M. (Ed). *Diversity of soils in the tropics*. Madison: American Society of Agronomy, p. 97-119, 1978.
- FASCHING, R.A. **Phosphorus index assessment for Montana**. Ecological Sciences – Agronomy Technical Note. Natural Resources Conservation Service. N.80.1 Nutrient Management. Agronomy Technical Note MT-77 (Rev.3), 2006.
- FLYNN, R.; SPORCIC, M. e SCHEFFE, L. **Phosphorus Assessment tool for New Mexico**. U.S. Department of Agriculture-Natural Resources Conservation Service (NRCS). Technical Note Agronomy-57. Publications Distribution Center, NRCS, Albuquerque, New México, 4 p, 2000.
- FRASCÁ, M.H.B.O.; SARTORI, P.L.P. **Minerais e rochas**. 1998. In: OLIVEIRA, A. M. S. dos e BRITO, S. N. A. de. (ed.). *Geologia de engenharia*. 1ª. ed. São Paulo: Associação brasileira de geologia de engenharia, 586 p.
- GATIBONI, L.C.; KAMINSKI, J.; RHEINHEIMER, D. dos S.; SAGGIN, A. Quantificação do fósforo disponível por extrações sucessivas com diferentes extratores em Latossolo Vermelho distroférrico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 26, n.4, p. 1023-1029, 2002.
- 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.
- GATIBONI, L.C.; KAMINSKI, J.; RHEINHEIMER, D. dos S.; FLORES, J.P.C. Biodisponibilidade de formas de fósforo acumuladas em solo sob sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, n. 4, p. 691-699, 2007.

- GATIBONI, L.C.; BRUNETTO, G.; KAMINSKI, J.; RHEINHEIMER, D. dos S.; CERETTA, C.A.; BASSO, C.J. 2008. Formas de fósforo no solo após sucessivas adições de dejetos líquidos de suínos em pastagem natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 1753-1761.
- GATIBONI, L.C.; BRUNETTO, G.; RHEINHEIMER, D.S.; KAMINSKI, J. **Fracionamento químico das formas de fósforo do solo: uso e limitações**. In: Araújo, A.P.; Alves, B.J.R. (Org.). *Tópicos em Ciência do Solo*. 1ed. Viçosa: SBCS, 2013, v. 8, p. 141-187. 2013.
- GOLLAMUDI, A., MADRAMOOTOO, C.A., ENRIGHT, P. Water quality modeling of two agricultural fields in southern Quebec using SWAT. **Trans. Am. Soc. Agric. Biol. Eng.**, v. 50, n. 6, p.1973–1980. 2007.
- 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.
- GONÇALVES, C.S.; RHEINHEIMER, D.S.; PELLEGRINI, J.B.R.; KIST, S.L. 2005. Qualidade da água numa microbacia hidrográfica de cabeceira situada em região produtora de fumo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 9, p. 391-399.
- GONÇALVES, C. S. **Caracterização de sedimentos e de contaminantes numa microbacia hidrográfica antropizada**. 2007. 94f. Tese (Doutorado em Ciência de Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria. 2007.
- GOODCHILD, M.F.; PARKS, B.O.; STEYAERT, L.T. 1993. **Environmental modeling with GIS**. New York: Oxford University. 488f. 1993
- GUBIANI, P. I.; REINERT, D. J.; REICHERT, J. M. Método alternativo para a determinação da densidade de partículas do solo – exatidão, precisão e tempo de processamento. **Ciência Rural**, v. 36, p. 664-668. 2006.
- GUBIANI, P.I.; REINERT, D.J.; REICHERT, J.M. **Ksat**. 2008. Software sem registro de patente. 2008.
- GUERRA, L.; HOOGENBOOM, G.; BOKEN, V.; HOOK, J.; THOMAS, D.; HARRISON, K. Evaluation of the epic model for simulating crop yield and irrigation demand. **American Society of Agricultural Engineers**, v. 47, n.6, p.2091–2100. 2004.
- HARMEL, R. D.; TORBERT, H. A.; DELAUNE, P. B. Field evaluation of three phosphorus indices on new application sites in Texas. **Journal of Soil e Water Conservation**, v. 60, n.1, p. 29-42. 2005.
- HE, Z.; HONEYCUTT, C.W. 2005. A Modified Molybdenum Blue Method for Orthophosphate Determination Suitable for Investigating Enzymatic Hydrolysis of Organic Phosphates. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, 36:1373–1383. DOI: 10.1081/CSS-200056954.

- HEDLEY M.J.; STEWART, J.W.B.; CHAUHAN, B.S. Changes in the inorganic and organic phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubation. **Soil Sci Soc Am J.**, v. 46, p. 970-976. 1982.
- HENGSDIJK, H; MEIJERINK, G.W; MOSUGUC, M.E. 2005. Modeling the effect of three soil and water conservation practices in Tigray, Ethiopia. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 105, p. 29-40.
- HEWLETT, J.D.; HIBBERT, A.R. **Factors affecting the response of small watersheds to precipitation in humid areas.** 1967. In: Sopper, W.E. and Lull, H.W., editors, Forest hydrology, New York: Pergamon Press, p. 275-90. 1967.
- HILLEL, D.; KRENTOS, V.D.; STYLIANOU, Y. Procedure and test of an internal drainage method for measuring soil hydraulic characteristics in situ. **Soil Science**, v. 114, p. 395-400, 1972.
- HOROWITZ, A.J.; STEPHENS, V.C.; ELRICK, K.A.; SMITH, J.J. Concentrations and annual fluxes of sediment-associated chemical constituents from conterminous US coastal rivers using bed sediment data. **Hydrol. Process.** v. 26, p. 1090-1114, 2012. DOI: 10.1002/hyp.8437.
- HOROWITZ, A.J. Monitoring suspended sediments and associated chemical constituents in urban environments: lessons from the city of Atlanta, Georgia, USA Water Quality Monitoring Program. **J Soils Sediments**, v. 9, p. 342-363, 2009. DOI 10.1007/s11368-009-0092-y
- HUO, S.; ZAN, F.; BEIDOU XI, B.; LIA, Q.; ZHANG, J. Phosphorus fractionation in different trophic sediments of lakes from different regions, China. **J. Environ. Monit.**, v. 13, p. 1088-1095. 2011,
- HUNT, F.J.; OHNO, T. HE, Z.; HONEYCUTT, C.W.; DAI, D.B.L. Inhibition of phosphorus sorption to goethite, gibbsite, and kaolin by fresh and decomposed organic matter. **Biol Fertil Soils**, v. 44, p. 277-288, 2007. DOI 10.1007/s00374-007-0202-1
- INDA JUNIOR, A. V. **Caracterização de goethita e hematita em solos poligenéticos.** 2002. 126 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Programa de Pós-graduação em Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- IRION, G. **Clay minerals of Amazonian soils.** In: SIOLI, H. The Amazon: limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin. ed. Dordrecht, Dr. W. Junk Publishers, 1984. p. 537-579.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 1986. **Levantamento de recursos naturais do projeto Radam.** Brasil. Folha SH.22. Porto Alegre e parte das folhas SH. 21 Uruguaiana e SI. 22 Lagoa Mirim. Rio de Janeiro, 796 f. 1986
- IGLESIAS, M.L.; DEVESA-REY, R.; PÉREZ-MOREIRA, R.; DÍAZ-FIERROS, F.; BARRAL, M.T. Phosphorus transfer across boundaries: from basin soils to river bed sediments. **J Soils Sediments.** 2011. DOI 10.1007/s11368-011-0399-3

- JOHANSSON, R.; RANDALL, J. R. Incorporating economics into the phosphorus index: An application to U.S. watersheds. **Journal of Soil e Water Conservation.**, v. 58, n.5, p. 224-31. 2003.
- KAMPRATH, E. J. **Phosphorus fixation and availability in highly weathered soil.** In: FERRI, M. G. (Coord.). SIMPÓSIO SOBRE O CERRADO: BASES PARA UTILIZAÇÃO AGROPECUÁRIA, 4., 1977, Belo Horizonte. Anais... São Paulo: Universidade de São Paulo, 1977. p.333-347.
- KEINANEN, M.M.; KORHONEN, L.K.; LEHTOLA, M.J.; MIETTINEN, I.T.; MARTIKAINEN, P.J.; VARTIAINEN, T.; SUUTAR, M.H. 2001. The Microbial Community Structure of Drinking Water Biofilms Can Be Affected by Phosphorus Availability. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 68, n.1, p. 434–439. DOI: 10.1128/AEM.68.1.434–439. 2001.
- KER, J. C. **Caracterização química, física, mineralógica e micromorfológica de solos brunos subtropicais.** 1988. 149 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 1988.
- KER, J. C. **Mineralogia, sorção e desorção de fosfato, magnetização e elementos traços de Latossolos do Brasil.** Viçosa, 1995. 181f. Tese (Doutorado). Universidade Federal de Viçosa. 1995.
- KERR, J.G; BURFORD, M.A.; OLLEY, J.M.; STUART E. BUNN, E.S.; SUDY, J. Examining the link between terrestrial and aquatic phosphorus speciation in a subtropical catchment: The role of selective erosion and transport of fine sediments during storm events. **Water Research**, v.45, p. 3331 - 3340. 2011
- KNISEL, W.G. **CREAMS: a field scale model for chemicals, runoff and erosion from agricultural management systems.** United States Department of Agriculture Conservation Research Report No 26. USDA, Washington, DC. 1980.
- KITAGAWA, Y.; MÖLLER, M. R. F. Clay mineralogy of some typical soils in the Brazilian Amazon region. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v 14 p. 201-208, 1979.
- KOGELMANN, W. J.; LIN, H. S.; BRYANT, R. B. 2004. A statewide assessment of the impacts of phosphorus-index implementation in Pennsylvania. **Journal of Soil and Water Conservation.**, v. 59, n. 1, p. 9-18.
- KÖPPEN, W. 1948. **Climatologia: con un estudio de los climas de la tierra.** Fondo de Cultura Econômica. México. 479 p. 1948.
- KOSKI-VÄHÄLÄ, J. e HARTIKAINEN, H. 2001. Assessment of the risk of phosphorus loading due to resuspended sediment. **Journal of Environmental Quality**, v. 30, p. 960-966.
- KROTH, P. L. Disponibilidade de fósforo no solo para plantas e fatores que afetam a extração por resina de troca em membrana. 168 f. 1998. Porto Alegre, Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 1998.

- LACERDA, M. P. C.; ANDRADE, H.; QUEMENEUR, J. J. G. Transformações mineralógicas ao longo de perfis de alteração pedogenética na região de Lavras (MG). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 25, p. 799-809, 2001.
- LE BAYON, R.C.; WEISSKOPF, L.; MARTINOIA, E.; JANSA, J.; FROSSARD, E.; KELLER, F.; FOLLM, K.B.; GOBAT, J.M. Soil phosphorus uptake by continuously cropped *Lupinus albus*: A new microcosm design. **Plant and Soil**, v. 283, p. 309–321. 2006. DOI 10.1007/s11104-006-0021-4.
- LEHTOLA, M.J.; MIETTINEN, I.T.; VARTIAINEN, T.; MARTIKAINEN, P.J. A new sensitive bioassay for determination of microbially available phosphorus in water. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 65, n. 5, p. 2032–2034, 1999.
- LEMUNYON, J.L.; GILBERT, R.G. The concept and need for a phosphorus assessment tool. **Journal of Production Agriculture**, v. 6, p. 483-486. 1993.
- LEONARD, R.A., KNISEL, W.G., STILL, D.A. GLEAMS: groundwater loading effects on agricultural management systems. **Trans. Am. Soc. Agric. Eng.**, v. 30, n. 5, p. 1403–1428. 1987.
- LICCIARDELO, F.; ZEMA, D. A.; ZIMBONE, S. M.; BINGNER, R. L. Runoff and soil erosion evaluation by the AnnAGNPS model in a small Mediterranean Watershed. **Transactions of the ASABE**, v. 50, n. 5, p. 1585-1593, 2007.
- LIBARDI, P.L. **Dinâmica da água no solo**. São Paulo: EDUSP – Editora da Universidade de São Paulo, 344f. 2005.
- LIN, C.; WANG, Z.; HE, M.; LI, Y.; LIU, R.; YANG, Z. Phosphorus sorption and fraction characteristics in the upper, middle and low reach sediments of the Daliao river systems, China. **J Hazard Mater**, v. 170, n. 1, p. 278–285, 2009.
- LITTLE, J.L.; NOLAN, S.C.; CASSON, P.J.; OLSON, B.M. Relationships between Soil and Runoff Phosphorus in Small Alberta Watersheds. **Journal of Environmental Quality**, v. 36, p.1289-1300, 2007. Doi:10.2134/jeq2006.0502.
- LIU, L.; ZHANG, Y.; EFTING, A.; BARROW, T.; QIAN, B.; FANG, Z. Modeling bioavailable phosphorus via other phosphorus fractions in sediment cores from Jiulongkou Lake, China. **Environ Earth Sci**, v. 65, p. 945–956, 2012. DOI 10.1007/s12665-011-1295-2.
- LOW, A.J. The study of soil structure in the field and the laboratory. **J. Soil Sci.**, v. 5, n. 1, p.19–54, 1954.
- LOPES, F.; MERTEN, G.H.; FRANZEN, M.; GIASSON, E.; FERNANDA HELFER, F.; CYBIS, L.F.A. Utilização de P-Index em uma bacia hidrográfica através de técnicas de geoprocessamento. **R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental**, v.11, n.3, p.312–317, 2007.
- MAIA, J.A.; PINHEIRO, L.S.; MORAIS, J.O. **Monitoramento da qualidade de água na bacia do rio Maranguapinho-Fortaleza-Ce**. 2009. In XIII Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada. 6-10 de Julio de 2009. UFV, Belo Horizonte, MG. 2009.

- MALAGON D. **Fundamentos de mineralogía de suelos**. Mérida, Venezuela. Tomo I e II. 747 p, 1979.
- MAKRIS, K. C. **Soil and colloidal phosphorus dynamics in three ky soils: bioavailability, transport and water quality implications**. 170 f. 2002. Dissertação (Master Science) - College of Agriculture at the University of Kentucky, Lexington, 2002.
- MARCHESANI, E.; SARTORI, G.M.S.; REIMCHE, G.B.; AVILA, L.A.; ZANELLA, R.; MACHADO, S.L.O.; MACEDO, V.R.S.; COGO, J.P. Qualidade de água dos rios Vacacaí e Vacacaí-Mirim no Estado do Rio Grande do Sul, Brasil. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 39, n. 7, p. 2050-2056, 2009.
- MINELLA, J.P.G. **Identificação de fontes de produção de sedimentos em uma pequena bacia rural**. 2003 (Documento da biblioteca do IPH-UFRGS).
- MINELLA, J.P.G.; MERTEN, G.H. Monitoramento de bacias hidrográficas para identificar fontes de sedimentos em suspensão, **Ciência Rural**, v.41, n.3, p.424-432, 2011.
- McDOWELL, R. W.; SHARPLEY, A. N.; BEEGLE, D. B. Comparing phosphorus management strategies at a watershed scale. **Journal of Soil e Water Conservation**, v. 56, n. 4, p.306-315, 2001.
- MCDOWELL, R.W.; BIGGS, B.J.F.; SHARPLEY, A.N.; NGUYEN. L. Connecting phosphorus loss from agricultural landscapes to surface water quality. *Chem. Ecol.*, v. 20, p. 1–40, 2004.
- 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, 1995.
- 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**, v. 7, p. 317-327, 1960.
- MENEGOTTO, E.; SARTORI, P. L. P.; MACIEL FILHO, C. L. 1968. **Nova sequência sedimentar sobre a Serra Geral no Rio Grande do Sul**. Publicação Especial do Instituto de Solos e Culturas, Seção Geologia e Mineralogia, Santa Maria, v. 1, p. 1-19.
- MERRITT, W.S.; LETCHER, R.A.; JAKEMAN, A.J. A review of erosion and sediment transport models. **Environmental Modelling e Software**, v. 18, p. 761–799, 2003.
- MICHAUD, A.R.; LAUZIER, R.; LAVERDIERE, L.R. Mobilité du phosphore et intervention agroenvironnementale en bassin versant agricole : Etud de cas du Ruissau au Castor, tributaire de la riviere Aux Brochets, Quebec. **Agrosol.**, v. 16, n.1, p. 47-60, 2005.
- MIGUEL,P. **Insustentabilidade do uso do solo com Fumicultura em terras declivosas**. 2010. 108 f. Tese (Doutorado em Ciência do solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2010.

- MINELLA, J.P.G.; MERTEN, G.H.; REICHERT, J.M.; SANTOS, D.R. Identificação e implicações para a conservação do solo das fontes de sedimentos em bacias hidrográficas. **R. Brás. Ci. Solo**, v. 31, p.1637-1646, 2007.
- MIOLA, G. R. **Extração de P, K, Ca e Mg do solo por diferentes métodos e avaliação da disponibilidade de P às plantas**. 1995. 127f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 1995.
- MITASOVA, H.; BROWN, W.N.; HOHMANN, M; WARREN, S. **Using Soil Erosion Modeling for Improved Conservation Planning: A GIS-based Tutorial**. Geographic Modeling Systems Lab, UIUC. 2011. Disponível em: <http://skagit.meas.ncsu.edu/~helenagmslab/reports/CerlErosionTutorial/denix/TutorialTitle.html>. Consultado em 25 de outubro de 2011. 2011.
- MONBET, P.; MCKELVIE, I.D.; WORSFOLD, P.J. Sedimentary pools of phosphorus in the eutrophic Tamar estuary (SW England), **J. Environ. Monit.**, v. 12, p. 296–304, 2010. DOI: 10.1039/b911429g.
- MORAIS, L.F.B.; MUTTI, L.S.M.; ELTZ, F.L.F. Índices de erosividade correlacionados com perdas de solo no Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 12, p. 281-284, 1988.
- MÖLLER, M. R. F. **Mineralogia de argilas de solos da região Amazônica brasileira**. In: SIMPÓSIO DO TRÓPICO ÚMIDO, 1., Belém, 1984. Anais... Belém, Embrapa-CPATU, 1986. p. 214-223.
- MORGAN, R.P.C.; QUINTON, J.N.; SMITH, R.E.; GOVERS, G.; POESEN, J.W.A.; AUERSWALD, K.; CHISCI, G.; TORRI, D.; STYCZEN, M.E.; FOLLY, A.J.V. 1998. **The European Soil Erosion Model (EUROSEM): documentation and user guide**. Silsoe, College, Cranfield University.
- MOREIRA, V.S. **Territorialidades rurais em Júlio de Castilhos-RS: da pecuária extensiva a agricultura familiar**. 2008. 132f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria. 2008.
- MOREL, C.; TIESSEN, H.; STEWART, J. W. B. Correction for P sorption in the measurement of soil microbial biomass P by CHCl₃ fumigation. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 28, p 1699-1706, 1996.
- MURPHY, J.; RILEY, J. P. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. **Analítica Chimica Acta**, v. 27, p. 31- 36.
- OLSEN, S. R.; SOMMERS, L. E.; 1982. Phosphorus. In: PAGE, A. L.; MILLER, R. H.; KEENEY, Q. R. (Eds.) *Methods of Soil Analysis, Part 2. Chemical and Microbiological Properties*. 2. ed. SSSA. Madison, p. 403-430.
- NAIR, P.K.R.; BURESH, R.J.; MUGENDI, D.N.; LATT, C.R. **Nutrient cycling in tropical agroforestry systems: myths and science**. 1999. p 1-31. In: BUCK L.E., LASSOIE J.P. AND FERNANDES E.C.M. (eds), *Agroforestry in Sustainable Agricultural Systems*. CRC Press. LLC, Boca Raton, Florida, USA. 1999.

- NAIR, V.D.; GRAETZ, D.A. Agroforestry as an approach to minimizing nutrient loss from heavily fertilized soils: The Florida experience. **Agroforestry Systems**, v. 61, p. 269–279, 2004.
- NRCS – Natural Resources Conservation Service. **Phosphorus index for Alabama: A planning tool to assess and manage P movement**. Auburn: U. S. Department of Agriculture – Natural Resources Conservation Service. 2001. 5p. Agronomy Technical Note AL-72.
- NEARY, D. G.; SMETHURST, P.J.; BAILLIE, B. R.; PETRONE, K.C.; COTCHING, W.E.; BAILLIE, C.C. Does tree harvesting in streamside management zones adversely affect stream turbidity?—preliminary observations from an Australian case study. **J Soils Sediments**, v. 10, p. 652–670, 2010. DOI 10.1007/s11368-010-0234-2
- NETO, F. L.; DE MARIA, I. C.; DE CASTRO, O. M.; DECHEN, S.C.F.; VIEIRA, S.R. Efeito da quantidade de resíduos de milho nas perdas de solo e água. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 12, p.71-75, 1988.
- OLIVEIRA, M.F.M.; FAVARETTO, N.; ROLOFF, G.; FERNANDES, C.V.S. Estimativa do potencial de perda de fósforo através da metodologia “P Index”. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v.14, n.3, p.267–273, 2010.
- OLIVEIRA, J.G.R.; RALISCH, R.; GUIMARÃES, M.F.; BARBOSA, G.M.C.; FILHO, J.T. Erosão no plantio direto: perda de solo, água e nutrientes. **Bol. geogr.**, v. 30, n. 3, p. 91-98, 2012 doi: 10.4025/bolgeogr.v30i3.17644
- OWENS, P.N; PETTICREW, E.L; VAN DER PERK, M. Sediment response to catchment disturbances. **J Soils Sediments**, v. 10, p. 591–596. 2010. DOI 10.1007/s11368-010-0235-1.
- PAIVA, E.M.C.D. **Rede de monitoramento hidrológico**. In: Hidrologia Aplicada à Gestão de Pequenas Bacias Hidrográficas. 2001. In: PAIVA, E. M. C. D. e PAIVA, J. B. D. Porto Alegre: ABRH, p. 493-506. 2001.
- PANIAGUA, A; KASS, D.L.; MAZZARINBO, L.N.; SOTO, M.L.; SZOTT, L.; DIAZ-ROBERTO, R.; FERNANDEZ, C.; JIMÉNEZ, M. Cambios en las fracciones orgánicas e inorgánicas de fósforo con el uso de sistemas agroforestales. **Agroforesteria de las Américas**, Costa Rica, v.1, n.2, p. 14-19. 1994.
- PAVINATO, P.S.; MERLIN, A.; ROSOLEM, C.A. 2009. Phosphorus fractions in Brazilian Cerrado soils as affected by tillage. **Soil and Tillage Research**, v. 105, p. 149–155.
- PELEGRINI, J.B.R. **Fósforo na água e no sedimento na microbacia hidrográfica do arroio Lino - Agudo – RS**. 2005, 98f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2005.
- PELEGRINI, A. **Índices de desempenho ambiental e comportamento hidrossedimentológico em duas bacias hidrográficas rurais**. 2013, 108f. Doutorado (Doutorado em Ciência do Solo em Agronomia) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2013.

- PELLEGRINI, J.B.R. **Planejamento do uso do solo em unidades de produção familiar produtoras de fumo: limites e possibilidades para a superação de conflitos agroambientais**. 2011. 128f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Pós-Graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal de Santa Maria. 2011.
- PELEGRINI, J.B. R.; RHEINHEIMER, D.S.; GONÇALVES, C.S.; COPETTI C., A.C.; BORTOLUZZI, E.C. Adsorção de fósforo em sedimentos e sua relação com a ação antrópica. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 32, p. 2639-2646. 2008.
- PELLEGRINI, J.B.R; RHEINHEIMER, D.S.; GONÇALVES, C.S.; COPETTI, A.C.C.; BORTOLUZZI, E.C.; TESSIER, D. Impacts of anthropic pressures on soil phosphorus availability, concentration, and phosphorus forms in sediments in a Southern Brazilian watershed. **J Soils Sediments**, 2009. DOI 10.1007/s11368-009-0125-6.
- PELLEGRINI, A.; KOCHER, M.L.; SCHAEFER, G.L.; RASCHE, J. W.; RHEINHEIMER, D.S.; MINELLA, J.P.G; ALBUGERI, F.E. 2011. **Calibração de turbidímetro para estimativa da concentração de sedimento em suspensão em uma pequena bacia hidrográfica**. In: Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, 2011, Uberlândia –MG: SBCS, 2011.
- PELLEGRINI, A.; RHEINHEIMER, D. S.; SCHAEFER, G.L.; KOCHER, M.L.; CAPOANE, V.; RASCHE A, J.W **Estoque de Carbono e Nitrogênio em Diferentes Usos de Solo de uma Pequena Bacia Hidrográfica**. . In: FERTBIO , 2010 Guarapari, ES, Br . 2010.
- PENUELAS, J.; SARDANS, J.; ALCANIZ, J.M.; POCH, J.M. 2009. Increased eutrophication and nutrient imbalances in the agricultural soil of NE Catalonia, Spain. **J. Environ. Biol.**, v. 30, n.5, p. 841-846.
- PHILLIPS, J.M.; RUSSEL, M.A.; WALLING, D.E. Time-integrated sampling of fluvial suspended sediment: a simple methodology for small catchments. **Hydr. Proces.**, v. 14, p. 2589-2602, 2000.
- PETTERSSON, K.; ISTVÁNOVIC, V. Sediment phosphorus in Lake Balaton—forms and mobility. Arch. **Hydrobiol. Suppl.**, v.30, p. 25-46. 1988.
- PERALTA, I.; ASTIGARRAGA, O.; ESCOBAR, A., SOUBERLICH, M.; BENÍTEZ, G.; NUÑEZ, I.; KIUNCER, G.; MARTÍNEZ, M. **Estudios de calidad de aguas y eutrofización en el embalse de itaipu y principales afluentes de la margen derecha (2003-2004)**. 2005. In I Congresso Paraguaio de Recursos Hídricos. 31 de outubro a 2 de novembro de 2005. Hernandarias, Paraguay, 2005.
- PRITCHETT, W.L. **Properties and Management of Forest Soils**. John Wiley, New York, 1979, 500p.
- PRUSKI, F.F.; BRANDÃO, V.S.; SILVA, D.D. **Escoamento superficial**. 2. ed. -Viçosa: UFV, 2004. 87 p.
- QIAN, Y.; LIANG,X.; CHEN, Y.; LOU, L.; CUI, X.; TANG, J.; LI, P.; CAO, R. Significance of biological effects on phosphorus transformation processes at the water–sediment interface under different environmental conditions. **Ecological Engineering**, v. 37, p. 816–825, 2011.

- QUINTON, J.N.; CATT, J.A.; HESS, T.M. The selective removal of phosphorus from soil: Is event size important? **Journal of Environmental Quality**, v. 30, p.538-545, 2001.
- RANNO, S. K. **Estimativa da disponibilidade de fósforo para a cultura do arroz irrigado em solos do RS**. 2004. 159 f. Dissertação (Mestrando em Ciência do solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2004.
- RASCHE A, J.W; CAPOANE, V.; PELLEGRINI, A.; SCHAEFER, G.L; KOCHER, M.L; FORNARI, M. R.; RHEINHEIMER, D. S. **Estimativa da vulnerabilidade á perda de fósforo por diferentes versões do método do índice de fósforo**. 2013. In: XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2013 Bento Gonçalves . 2013.
- REDEL, Y.D.; RUBIO, R.; ROUANET, J.L.; BORIE, F. Phosphorus bioavailability affected by tillage and crop rotation on a Chilean volcanic derived Ultisol. **Geoderma**, v. 139, p. 388–396. 2007.
- REINERT, D.J.; REICHERT, J.M. Coluna de areia para medir a retenção de água no solo: protótipos e teste. **Ciência Rural**, v.36, p. 1931-1935. 2006.
- REICHERT, J.M.; SUZUKI, L.E.A.S.; REINERT, D.J.; HORN, R.; HAKANSSON, I. Reference bulk density and critical degree-of-compactness for no-till crop production in subtropical highly weathered soils. **Soil Till Res.**, v.102, n. 2, p. 242-254, 2009.
- RESCK, D.V.S.; FIGUEIREDO, M. de S.; FERNANDES, B.; RESENDE, M.; SILVA, T.C.A. Intensidade de perdas de nutrientes em um Podzólico Vermelho-Amarelo utilizando-se simulador de chuva. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.4, n. 1, p. 188-192, 1980.
- RESENDE, M. et al. **Mineralogia de solos brasileiros: interpretação e aplicações**. Lavras: Ed. UFLA, 2005. 192 f.
- REY, F. Influence of vegetation distribution on sediment yield in forested marly gullies. **Catena**, v. 50, p. 549– 562. 2003.
- RHEINHEIMER, D.S. Dinâmica do fósforo em sistemas de manejo de solos. 2000. 210f Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2000.
- RHEINHEIMER, D.S.; GATIBONI, L.C.; KAMINSKI, J. Fatores que afetam a disponibilidade do fósforo e o manejo da adubação fosfatada em solos sob sistema plantio direto. **Ciência Rural**, v. 38, n. 2, p. 576-586. 2008.
- RHEINHEIMER, D.S.; GONÇALVES, C.S.; PELLEGRINI, J.B.R. Impacto das atividades agropecuárias na qualidade da água. **Ciência e Ambiente**, v. 27, p. 85-96. 2003a.
- RHEINHEIMER, D.S.; ANGHINONI, I.; CONTE, E. Sorção de fósforo em função do teor inicial e de sistemas de manejo de solos. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 27, p. 41-49. 2003b.
- RHEINHEIMER, D.S.; ANGHINONI, I. Accumulation of soil organic phosphorus by soil tillage and cropping systems in subtropical soil. **Commun. Soil. Sci. Plant Anal.**, v. 34, p. 2339-2354. 2003c.

- RICH, C. I. Hidroxi interlayer in expansible layer silicates. **Clays and Clay Minerals**. Oxford, v. 16, p. 15-30, 1968.
- ROBINSON, K.S. Spatial patterns of ne sediment supply and transfer in the River Esk, NorthYork Moors., 181 f. 2006. Durham theses, Durham University. 2006. Disponível em: <http://etheses.dur.ac.uk/2784/>
- ROLIM NETO , F.C.; SCHAEFER, C.E.G.R.; COSTA, L. M.; CORRÊA, M. M.; FERNANDES FILHO,E. I.; IBRAIMO, M. M. Adsorção de fosforo, superficie especifica atributos mineralogicos em solos desenvolvidos de rochas vulcânicas do Alto Paranaíba (MG). **Revista Brasileira de Ciência do solo**, Viçosa, v.28, n. 6, p.953-964, 2004.
- RUBAN, V.; BRIGAULT, S.; DEMARE, D.; PHILIPPE, A.M. An investigation of the origin and mobility of phosphorus in freshwater sediments from Bort-Les-Orgues Reservoir France. **J Environ Monit.**, v. 1, n. 4, p. 403–407. 1999.
- RUSU, V.; POSTOLACHI, L.; POVAR, I.; ALDER, A.; LUPASCU, T. Dynamics of phosphorus forms in the bottom sediments and their interstitial water for the Prut River (Moldova). **Environ Sci Pollut Res.**, v. 19, p. 3126–3131, 2012. DOI 10.1007/s11356-012-0920-2.
- SALOMONS, W; FÖRSTNER, U. 2010. Sediments and the “System”: from site-specific to regional-scale research “A story of joy in researching dirt ” **J Soils Sediments**, v.10, p. 1436–1439.
- SANTOS, R.D.; LEMOS, R.C.; SANTOS, H.G; KER, J.C.; ANJOS, L.H.C. **Manual de Descrição e Coleta de Solo no Campo**. 2005. 5 ed. Viçosa. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2005.
- SCHAEFER, G.L; RASCHE A, J.W; RHEINHEIMER, D. S.; PELLEGRINI, A.; BENDER, M; FORNARI, M. R. **Frações de fósforo no solo em diferentes usos do solo, em uma bacia hidrográfica rural, num assentamento da reforma agraria**. In: XXXIV Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, 2013. Florianópolis. 2013.
- SEQUINATTO, L. **Insustentabilidade do uso do solo com Fumicultura em terras declivosas**. 2007. 155 f. Dissertação (Mestrando em Ciência do solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2007.
- SCHENATO, R.B. **Dinâmica do fósforo de sedimentos de uma pequena bacia hidrográfica de cabeceira**. 105f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Curso de Pós-graduação em 2009. Ciência do Solo, Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria, Br. 2009.
- SCHENDEL, E. K.; SCHREIER, H.; LAVKULICH, L. M. Linkages between phosphorus index estimates and environmental quality indicators. **Journal of Soil e Water Conservation**, v. 59, n. 6, p. 243-251. 2004.
- SCHWARZBOLD, A. O que é um rio? **Revista Ciência e Ambiente**, v. 21, p. 57-68, 2000.
- SHARPLEY, A.N. Identifying sites vulnerable to phosphorus loss in agricultural runoff. **Journal of Environmental Quality**, v. 24, p. 947-51. 1995.

- SHARPLEY, A. **Phosphorus availability**. 2000 In: Summer, M. E. (Ed) Hand Book of Soil Science. Boca Raton: CRC Press, p18-38.
- SHARPLEY, A.N; MCDOWELL, R.W; WELD, J.L; KLEINMAN, P.J.A. Assessing Site Vulnerability to Phosphorus Loss in an Agricultural Watershed. **J. Environ. Qual.**, v. 30, p. 2026–2036. 2001.
- SHARPLEY, A. N.; WELD, J. L.; BEEGLE, D. B. 2003. Development of phosphorus indices for nutrient management planning strategies in the United States. **Journal of Soil e Water Conservation**, v.58, n.3, p. 137-152.
- SHARPLEY, A. N.; KLEINMAN, P.J.A.; HEATHWAITE, A.L.; GBUREK, W.J.; WELD, J. L.; FOLMAR, G.J. Calibrating Risk Thresholds for Agricultural Watersheds. **Journal of Environmental Quality**, v.37, p. 1488-1496. 2008.
- SHARPLEY, A.N; SMITH, S.J.; NANEY, J.W. Environmental impact of agricultural nitrogen and phosphorus use. **J. Agric. Food Chem**, v. 35, n. 5, p. 812-817. 1987.
- SILVA, M.A.; NÓBREGA, J.C.A.; CURI, N.; SIQUEIRA, J.O.; SÁ, J.J.G.; MARQUES, M.; MOTTA, P.E.F. Frações de fósforo em Latossolos. **Pesq. Agropec. Bras.**, v. 38, n. 10, p.1197-1207. 2003.
- SONDERGAARD, M. J.; JENS, P.; JEPPESEN, E. Role os sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. **Hydrobiologia**, v.506, n. 2, p. 135-145, Nov. 2003.
- STUMM, W.; MORGAN, J. J. **Aquatic chemistry: Chemical equilibria and rates in natural waters**. 3 ed. New York : John Wiley & Sons, 1996. 1022p.
- STRAHLER, A. N. Quantitative analysis of watershed geomorphology. New Halen:Transactions: **American Geophysical Union**, v. 38, p. 913-920. 1957.
- STRECK, E. V.; KÄMPF, N.; DALMOLIN, R. S. D.; KLAMT, E.; NASCIMENTO, P. C. DO; SCHNEIDER, P. **Solos do Rio Grande do Sul**. 1.ed. Porto Alegre: EMATER/RS; UFRGS, 107f. 2002.
- TAKKEN, I., BEUSELINCK, L., NACHTERGAELE, J., GOVERS, G., POESEN, J., DEGRAER, G. Spatial evaluation of a physically-based distributed erosion model (LISEM). **Catena**, v. 37, p. 431– 447. 1999.
- TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S.F. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre, UFRGS, Faculdade de Agronomia, 174p (Boletim Técnico de Solos, 5). 1995.
- TIECHER, T. **Dinâmica do fósforo em solo muito argiloso sob diferentes preparos de solo e culturas de inverno**. 2011. 80 f.Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Curso de Pós-graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal de Santa Maria. 2011.
- TIECHER, T; MINELLA, J.P.G; MIGUEL, P; RASCHE A, J.W; PELLEGRINI, A.; CAPOANE, V.; RHEINHEIMER, D. S. **Identificação de fontes de sedimentos em uma pequena bacia hidrográfica rural de cabeceira com predomínio de culturas anuais sob sistema plantio direto**. In: X Encontro de Engenharia de Sedimentos, 2012 Foz de Iguazu . 2012.

- TUCCI, C.E.M. **Modelos hidrológicos**. 1 ed. Porto Alegre. Ed UFRGS, ABRH, 669 p. 1998.
- TUCCI, C.E.M.; MENDES, C.A.B. **Avaliação Ambiental Integrada de Bacias Hidrográficas**. Ministério do Meio Ambiente e PNUD (Projeto PNUD 00/20). Apoio a Políticas Públicas na Área de Gestão e Controle Ambiental. Brasília-DF. 2006. 362p.
- TURNER, BL; CADE-MENUN, BJ; CONDRON, LM; NEWMAN, S. 2005. Extraction of soil organic phosphorus. **Talanta**, v. 66, p.294–306.
- TURNER, B.L.; FROSSARD, E.; BALDWIN, D.S. **Organic Phosphorus in the Environment**. 399 p. 2003.
- TURRIÓN, M.B.; LÓPEZ, O.; LAFUENTE, F.; MULAS, R.; RUIPÉREZ, C.; PUYO, A. Soil phosphorus forms as quality indicators of soils under different vegetation covers. **Science of the Total Environment**, v. 378, p. 195–198. 2007.
- USDA – Soil Conservation Service. **Soil Survey Investigations**. Whashington, 63 p. (Report, n.1). 1972.
- US Environmental Protection Agency (USEPA). **Proposed guidelines for ecological risk assessment: Notice**. FRL-5605-9. Federal Register, 61, 47552-47631. 1996.
- VANMAERCKE, M. ; ZENEBE, A.; JEAN POESEN, J.; NYSSSEN, J.; VERSTRAETEN, G.; DECKERS, J. Sediment dynamics and the role of flash floods in sediment export from medium-sized catchments: a case study from the semi-arid tropical highlands in northern Ethiopia. **J Soils Sediments**, v. 10, p. 611–627. 2010. DOI 10.1007/s11368-010-0203-9.
- VERSTRAETEN, G.; POESEN, J.; GILLIJNS, K.; GOVERS, G. The use of riparian vegetated filter strips to reduce river sediment loads: an overestimated control measure? **Hydrological Processes**, v.20, p.4259-4267, 2006.
- VAHL, L. C. Fertilidade de solos de várzea. In: GOMES, A. S.; PAULETTO, E. A. (eds.) **Manejo do solo e da água em áreas de várzea**. Pelotas: Embrapa Clima Temperado, 1999. p. 119-162.
- VEITH, T. L.; SHARPLEY, A. N.; WELD, J. L. Comparison of measured and simulated phosphorus losses with indexed site vulnerability. **Transactions of the ASAE**, v. 28, n. 2, p. 557-565. 2005.
- VU, D. T.; TANG, C.; ARMSTRONG, R. D. 2010. Transformations and availability of phosphorus in three contrasting soil types from native and farming systems: A study using fractionation and isotopic labeling techniques **J Soils Sediments**, v. 10, p. 18–29. 2010DOI 10.1007/s11368-009-0068-y.
- VU, D. T.; TANG, C.; ARMSTRONG, R. D. Transformations and availability of phosphorus in three contrasting soil types from native and farming systems: A study using fractionation and isotopic labeling techniques. **J Soils Sediments**, v. 10, p. 18–29. 2009. DOI 10.1007/s11368-009-0068-y.

- VU DT, Tang C, Armstrong RD () Changes and availability of P fractions following 65 years of P application to a calcareous soil in a Mediterranean climate. **Plant Soil**, v. 304, p. 21–33. 2008.
- WANG, Z.D., YAO, J.X., LI, S.A., ZHANG, J.Y., LI, J.J., LIN, X.Y., ZHANG, Z.J. Spatial status and retention potential of phosphorus in riparian wetlands of the Southern Taihu Basin, China. **Wetlands**, v. 30, p. 149–157. 2010.
- WALLING, D.E.; COLLINS, A.L. **Integrated assessment of catchment sediment budgets: A technical manual**. Exeter: Dfid, 168f. 2000.
- WALTRICK, J.C.N. **Aplicação da metodologia P-index na bacia hidrográfica do campestre – Colombo (PR)**. 2011. 97 f. Dissertação (Mestrando em Ciência do solo) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2011.
- WELD, J.L.; SHARPLEY, A.N.; BEEGLE, D.B.; GBUREK, W.J. 2001. Identifying critical sources of phosphorus export from agricultural watersheds. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 59, n. 1, p. 29-38.
- WILLIAMS, J.R., JONES, C.A., DYKE, P.T., 1984. A modeling approach to determining the relationship between erosion and soil productivity. **Trans. Am. Soc. Agric. Eng**, v. 27, p. 129–144.
- WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses – a guide to conservation planning**. USDA Agriculture Handbook. U.S. Washington, DC: Government Printing Office, 58 p. 1978.
- WILDHABER, Y.S.; R. LIECHTI, R.; ALEWELL, C. Organic matter dynamics and stable isotopes for tracing sources of suspended sediment. **Biogeosciences Discuss.**, v. 9, p. 453–483, 2012. doi:10.5194/bgd-9-453-2012.
- WILDHABER, Y.S.; MICHEL, C.; BURKHARDT-HOLM, P.; BANNINGER, D.; ALEWELL, C. Measurement of spatial and temporal fine sediment dynamics in a small river. **Hydrol. Earth Syst. Sci.**, v. 16, p. 1501–1515, 2012. doi:10.5194/hess-16-1501-2012.
- VOLKSWEISS, S.; RAIJ, B. van. **Retenção e disponibilidade de fósforo em solos**. In: FERRI, M. G., (Coord.) SIMPÓSIO SOBRE O CERRADO: BASES PARA UTILIZAÇÃO AGROPECUÁRIA, 4., 1977, Belo Horizonte. Anais... São Paulo: Universidade de São Paulo, p. 317-332. 1977.
- YAKUTINA, O.P. Phosphorus content in sediment and eroded soils in the southeastern part of West Siberia. **Agric. Ecosyst. Environ.** 2010. Doi:10.1016/j.agee.2010.11.011
- YOUNG, R.A., ONSTAD, C.A., BOSCH, D.D., ANDERSON, W.P. **Agricultural nonpoint surface pollution model: a large watershed analysis tool**. United States Department of Agriculture Conservation Research Report No 35. USDA, Washington, D. 1987.
- ZAMUNER, E.C.; PICONE, L.I. ;ECHEVERRIA H.E. Organic and inorganic phosphorus in Mollisol soil under different tillage practices. **Soil e Tillage Research**, v. 99, p. 131–138. 2008.

- ZHANG, Y. S.; COLLINS, A. L.; HOROWITZ, A.J. A preliminary assessment of the spatial sources of contemporary suspended sediment in the Ohio River basin, United States, using water quality data from the NASQAN programme in a source tracing procedure. **Hydrol. Process.** v. 26, p. 326–334, 2012. DOI: 10.1002/hyp.8128
- ZHOU, Q.; GIBSON, C.E.; ZHU, Y. Evaluation of phosphorus bioavailability in sediments of three contrasting lakes in China and the UK. **Chemosphere**, v. 42, p. 221-225. 2001.
- ZHU, Y; ZHANG, R; WU, F; QU, X; XIE, F; FU, Z. Phosphorus fractions and bioavailability in relation to particle size characteristics in sediments from Lake Hongfeng, Southwest China. **Environ Earth Sci**, v.68, p. 1041–1052, 2013. DOI 10.1007/s12665-012-1806-9.