

**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”**

Transporte de fósforo na enxurrada superficial em função do tipo de fonte de P e intensidade das chuvas: Relevância à gerência ambiental em sistemas de produção brasileiros

Francirose Shigaki

Tese apresentada para obtenção do título de Doutor em Agronomia. Área de concentração: Solos e Nutrição de Plantas

**Piracicaba
2006**

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

Francirose Shigaki
Zootecnista

Transporte de fósforo na enxurrada superficial em função do tipo de fonte de P e intensidade das chuvas: Relevância à gerência ambiental em sistemas de produção brasileiros

Orientador:
Prof. Dr. LUÍS IGNÁCIO PROCHNOW

Tese apresentada para obtenção do título de Doutor em Agronomia. Área de concentração: Solos e Nutrição de Plantas

Piracicaba
2006

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
DIVISÃO DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - ESALQ/USP**

Shigaki, Francirose

Transporte de fósforo na enxurrada superficial em função do tipo de fonte de P e intensidade das chuvas: relevância à gerência ambiental em sistemas de produção brasileiros / Francirose Shigaki. -- Piracicaba, 2006.

112 p. : il.

Tese (Doutorado) - - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2006.
Bibliografia.

1. Chuva – intensidade 2. Escoamento superficial 3. Eutrofização 4. Fósforo
5. Qualidade da água 6. Sistema de produção I. Título

CDD 551.5781

“Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor”

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho:

À minha família, por muitas vezes distante geograficamente desde a época da graduação, mais ao mesmo tempo muito presentes e sempre na torcida! Em especial à minha mãe, pelo amor e apoio incondicional em todos os momentos da minha vida, pelo exemplo de perseverança, honestidade, prosperidade e união. Por me fazer sempre a ir em frente, cabeça erguida, e por me ensinar que “se algo não deu certo agora, é porque o melhor ainda está por vir”.

Ofereço:

Ao Dr. Andrew Sharpley, pela confiança no meu trabalho, por sua amizade, cumplicidade e paciência com essa brasileira “tão espontânea”. Pela incansável ajuda em todas as etapas deste trabalho. Por toda sabedoria transmitida, conselhos, pelo exemplo de Mestre, pesquisador, humildade e bondade no trato com as pessoas. Pela alegria nos momentos de conquista, e pelo incentivo nos momentos mais difíceis, não me deixando esquecer que “desistir...jamais!... como os jogadores de futebol brasileiros que têm paixão para vencer”.

“Tem dias que a gente ganha, tem dias que a gente perde, mas o mais importante é ter sempre garra e nunca desistir de nossos sonhos”.

AGRADECIMENTOS

Mais uma etapa se encerra, para o recomeço de um novo ciclo, e agora, é hora de agradecer a todos que de alguma forma colaboraram para mais essa vitória tão importante. A oportunidade de realização do estágio de doutoramento no exterior me proporcionou uma experiência enriquecedora e inesquecível, onde tive a oportunidade de conhecer pessoas maravilhosas.

No Brasil, agradeço:

A Deus, por me manter com saúde e força para que eu possa viver mais esse momento de realização, e por sempre me dar muita sorte.

Ao Professor Luis Ignácio Prochnow pela orientação.

À Comissão de Pós-Graduação do curso de Solos e Nutrição de Plantas da ESALQ/USP pela oportunidade concedida, em especial ao Prof. Álvaro Pires da Silva, pelo apoio e incentivo no decorrer do curso e principalmente na finalização do mesmo.

A todos os professores que muito contribuíram para o enriquecimento dos meus conhecimentos durante o curso de Doutorado, em especial aos professores: Jairo Mazza, Francisco Monteiro, Leonardo Gonçalves, Paulo Libardi, Arnaldo Rodella, Godofredo César Vitti, e Pablo Vidal-Torrado.

Ao CNPq e à CAPES pelas bolsas de estudo concedidas.

Aos colegas do curso de Pós-Graduação de Solos e Nutrição de Plantas.

À amiga Ana Carolina Vasconcelos (Carol), por toda amizade e incentivo durante todo o Doutorado, por tudo que sempre fez quando estive ao seu alcance para me ajudar. Pelos conselhos e paciência em ouvir...por todo seu companheirismo.

Às super eficientes funcionárias do Departamento de Solos: Jackeline, Karina Flávia e Nancy, sempre dispostas a ajudar de alguma forma, e sempre com bom humor. Muito obrigada meninas!

À Maria Lígia Souza Silva pela convivência no final do trabalho, que foi essencial na fase de finalização do mesmo.

Às minhas amigas para sempre (Spice Girls da Rural), aquelas que estão sempre torcendo, vibrando, e sempre me esperando voltar para casa, com um ombro amigo nas horas tristes, e MUITA disposição e alegria para as celebrações – Lu, Paty, Biba.

Ao Ricardo Tarré, pela amizade mesmo após tantas turbulências. Por me ajudar sempre nos momentos que preciso.

À amiga Elisângela Souza, companheira da época de Mestrado, com quem dividi todos momentos estudo, alegria e tristeza... por nossa amizade ter sido forte e verdadeira para que continuasse até hoje. Mesmo ficando literalmente “anos” sem nos ver, isso não é problema, pois quando eu preciso ela está lá.....e que nossa amizade dure por muitos anos.

Ao Prof. Eduardo Lima, que me deu a oportunidade de dar os meu primeiros passos na minha “vida científica”, por toda sua amizade e incentivo sempre, mesmo estando longe. Edu, muito obrigada por tudo.

Ao Prof. Marcos Gervásio (meu guru) pelos conselhos, incentivo e amizade desde a época que ainda era a “estagiária do Edu” no Departamento de Solos da UFRRJ. Por ser um dos melhores professores que eu já tive, e por esse fato, me fazer gostar ainda mais do que eu faço.

Acredito que nossos irmãos são nossos maiores vínculos com o passado, e aqueles que, no futuro, provavelmente nunca nos faltarão. Assim, agradeço à minha irmã Samantha por todo seu amor, paciência e compreensão, e à minha irmã Adriana. Às vezes temos opiniões divergentes, talvez por termos escolhido caminhos tão diferentes em nossas vidas, mais ainda assim acredito na nossa união, pois amor de irmã é para sempre.

Ao meu sobrinho “super angel” Dudu lindo.

À minha mãe, por me dar a vida, pelo exemplo de caráter, pela dedicação, amor, apoio.....enfim, por tudo....e ao Tio pelo incentivo.

Ao meu pai (*in memorium*), onde quer que esteja, sei que olha por mim.

À minha cidade maravilhosa, Rio de Janeiro, que está sempre me esperando de braços abertos, quando das minhas andanças mundo afora.

A mim, porque não??? Pelos momentos de sacrifício, noites em claro de dedicação, abdicção da minha vida pessoal por muitas vezes durante todos esses anos de estudo, força e equilíbrio nos momentos difíceis, e muita garra, sempre, para que eu pudesse chegar até aqui.

Nos Estados Unidos:

Ao USDA – ARS (United States Department of Agriculture – Agricultural Research Service), pela infra-estrutura concedida para a realização deste trabalho.

A todos os funcionários do USDA pelo carinho e respeito com que me receberam, e por tornar minha estadia o mais agradável possível.

À equipe chocólotra do laboratório de fósforo (P-Lab): Mary Kay, Bart Moyer e Joan Weaver pela ajuda e sugestões nas análises de laboratório regadas a muito chocolate e muita conversa.

Ao Lou Saprolito pela ajuda nas análises estatísticas, muito paciente e prestativo.

Ao Bart Moyer (de novo), por me ajudar na condução dos experimentos de simulação de chuva em casa de vegetação, e também pela sua amizade e ajuda também fora do Departamento.

À Mary Kay (de novo!!!) pela amizade, conversas intermináveis no laboratório, pelas aulas de inglês, incentivo e compreensão...sempre disposta ajudar de alguma forma com muito boa vontade.

À equipe de campo do USDA representada pelo Todd Strohecker, Mike Reiner e Jim Richards pela valiosa ajuda na condução dos experimentos de simulação de chuva no campo.

Aos amigos que me deram força nas horas de solidão e saudades de casa (que não foram poucas.....) – Márcio (Brasil), Mara (Brasil), Andrea (Alemanha), Julia (Colômbia).

A todos os meus “rommates”, em especial à Vanie, Shailaja, Eleka e Cris, por me ensinarem as coisas mais básicas logo quando cheguei.....pela compreensão e pelos momentos felizes e de descontração que tivemos, mesmo com o choque cultural por algumas vezes. Foi muito bom aprender um pouquinho de cada um de vocês, um pouquinho de seus “mundos” tão diferentes do meu.

A uma das pessoas mais maravilhosas que já conheci – Tatiana Benaglia (brasileiríssima), mais que só tive a oportunidade de conhecer nos EUA. Por todo seu carinho, atenção, amizade....amigona mesmo para todas as horas... Muito obrigada por tudo sua baixinha!!!!!!!!!!!!

Por último, mas não menos importante, ao Dr. Andrew Sharpley por tudo! Por me ajudar sempre, incondicionalmente, com muito boa vontade e incansável presteza. Por me fazer acreditar que nesse mundo tão “louco” ainda existem pessoas boas, jóias raras de serem encontradas.

BIOGRAFIA DO AUTOR

Francirose Shigaki, filha de Marize Mourão Barreto e Antônio Carlos Shigaki, nascida em 13 de janeiro de 1976 na cidade do Rio de Janeiro. Graduiu-se em Zootecnia pela Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ) em outubro de 1999, ingressando neste mesmo ano no programa de aperfeiçoamento junto ao Departamento de Solos da UFRRJ, participando do projeto “Estudo das propriedades físicas, químicas e biológicas de solo de tabuleiro cultivado com cana-de-açúcar”, financiado pelas Usinas do Estado do Espírito Santo e Petrobrás. Em março de 2001 ingressou no curso de Mestrado em Agronomia (Ciência do Solo) nesta mesma Instituição, defendendo em fevereiro de 2003 a Dissertação intitulada “Variedades de cana-de-açúcar cultivadas sob condições de déficit hídrico para alimentação bovina”. Neste período foi bolsista do programa de Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq). Em julho de 2003 ingressou no curso de Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz – USP, sendo bolsista do CNPq. No período de março de 2004 a fevereiro de 2005 foi bolsista do Programa de Estágio de Doutorado no Exterior - PDEE – pela Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), desenvolvendo o estágio de Doutorado no United States Department of Agriculture – Agricultural Reserach Service (USDA –ARS), estando esta etapa concluída, com a defesa da presente Tese, como parte da satisfação a ser dada ao Departamento de Solos e Nutrição de Plantas da ESALQ - USP bem como para a Sociedade.

*“Não havia nada que eu pudesse fazer, mas fiz;
Alcançar tal coisa que era impossível, eu a busquei.
Não havia mais esperança, eu a mantive...
Não restava tempo para mais nada,
Mas eu lutei até a última hora;
Não queria, mas eu insisti.
A última palavra havia sido dada, mas eu ainda falei...
Enfim, estou passando pela vida e tudo vai acontecendo,
Portas se fechando, e eu as abrindo...
E a felicidade está em mim.
Pois, se nada tiver, por tudo lutei;
E sem me arrepender de nada...
No futuro poderei dizer: Tentei!..
E, mesmo que a fortuna não venha a mim,
direi a todos: V E N C I !...”*

*“Eu prefiro viver um dia de leão do que cem anos de ovelha”
Napoleão*

SUMÁRIO

RESUMO	12
ABSTRACT	13
LISTA DE FIGURAS	14
LISTA DE TABELAS	16
1 INTRODUÇÃO.....	17
Referências	26
2 PRODUÇÃO ANIMAL, MANEJO DE FÓSFORO E QUALIDADE DA ÁGUA NO BRASIL: OPÇÕES PARA O FUTURO	30
Resumo.....	30
Abstract.....	31
2.1 Introdução.....	32
2.2 Desenvolvimento	33
2.2.1 Evolução dos sistemas de agricultura no Brasil	34
2.2.1.1 Crescimento na produção animal	34
2.2.1.2 Produção de dejetos e fósforo.....	35
2.2.1.3 Utilização de dejetos nos sistemas de produção.....	39
2.2.1.4 Resposta agrônômica.....	40
2.2.1.5 Resposta ambiental	41
2.2.2 Fatores que controlam o transporte de P na enxurrada.....	43
2.2.3 Medidas corretivas.....	47
2.2.3.1 Manejo das fontes.....	49
2.2.3.2 Manejo do transporte.....	54
2.3 Conclusões.....	56
Referências	58
3 FONTES DE FÓSFORO E TRANSPORTE DE FÓSFORO POR ENXURRADA SUPERFICIAL.....	67
Resumo.....	67
Abstract.....	68
3.1 Introdução.....	69

	10
3.2 Desenvolvimento	71
3.2.1 Material e métodos	71
3.2.1.1 Área de estudo	71
3.2.1.2 Fontes de fósforo	73
3.2.1.3 Caixas para coleta da água de enxurrada e simulações de chuva.....	74
3.2.1.4 Análises da água e do solo.....	76
3.2.1.5 Análises estatísticas	77
3.2.2 Resultados e discussão	78
3.2.2.1 Caracterização dos solos e das fontes de P.....	78
3.2.2.2 Concentrações de fósforo na enxurrada superficial.....	78
3.2.2.3 Perdas de fósforo na enxurrada superficial.....	82
3.3 Conclusões.....	85
Referências	86
4 EFEITOS DE FONTES DE FÓSFORO E DA INTENSIDADE DE CHUVA NO	
TRANSPORTE DE FÓSFORO PELA ENXURRADA SUPERFICIAL DE BANDEJAS DE	
SOLO.....	90
Resumo.....	90
Abstract.....	91
4.1 Introdução.....	92
4.2 Desenvolvimento	94
4.2.1 Material e métodos	94
4.2.1.1 Solos e fontes de P.....	94
4.2.1.1.1 Coleta de solo	94
4.2.1.1.2 Análises do solo.....	95
4.2.1.1.3 Fontes de P	95
4.2.1.2 Bandejas de solo para coleta da água da enxurrada e simulações de chuva.....	96
4.2.1.2.1 Análises da água	98
4.2.1.3 Análises estatísticas	98
4.2.2. Resultados e discussão	98
4.2.2.1 Caracterização do solo e das fontes de P.....	98
4.2.2.2 Fósforo na enxurrada e fontes de P	100

	11
4.2.2.3 Fósforo na enxurrada e intensidade das chuvas simuladas	103
4.3 Conclusões.....	106
Referências	107

RESUMO

Transporte de fósforo na enxurrada superficial em função do tipo de fonte de P e intensidade das chuvas: Relevância à gerência ambiental em sistemas de produção brasileiros

Estima-se que a água potável no futuro será limitada devido a: (1) problemas ambientais, (2) aumento na demanda (a população mundial deve atingir 10,5 bilhões de habitantes em 2050); e (3) 60% do consumo mundial é baseado em recursos não renováveis. Conseqüentemente, é imperativo que os recursos de águas doces sejam cuidadosamente manejados para assegurar seu uso para as gerações futuras. Um dos principais problemas ambientais que limita o uso da água é a eutrofização, que pode ser acelerada por entradas de nitrogênio (N) e fósforo (P). Como resultado, a minimização das perdas de P para as águas é essencial para diminuição da incidência e severidade da eutrofização. Entretanto, suplementos adequados de P são necessários para produção de culturas de interesse econômico na maioria das vezes dependentes de suplementação adequada de P do solo. Sendo assim, o P é adicionado rotineiramente para melhores rendimentos de todas as culturas. A maioria dos fertilizantes fosfatados utilizados na agricultura são altamente solúveis em água, afim de fornecer P prontamente disponível para absorção das plantas. Entretanto, uma alta proporção desse fósforo aplicado torna-se indisponível devido as reações químicas dos constituintes do solo (fixação). Fertilizantes fosfatados com alta solubilidade em água tendem a dissolver-se rapidamente, disponibilizando P para as plantas em estágios iniciais, mais o P pode ser fixado pelas partículas do solo ou lavados do solo durante a enxurrada. O Brasil possui poucas informações nos impactos da agricultura na qualidade da água. Sendo assim, um levantamento foi conduzido utilizando-se dados de 1993 a 2003 que avaliou o desenvolvimento e mudanças nos sistemas de produção que podem afetar a futura qualidade da água, e como estas podem ser manejadas. Esse levantamento mostrou que o recente desenvolvimento dos sistemas produtores em certas regiões no Brasil (principalmente no Sul), tem o potencial de acumular grandes quantidades de P que podem se tornar fontes para a enxurrada e danificar recursos de águas regionais. Alguns estudos mostram que o potencial do fósforo dissolvido reativo (PDR) no transporte da enxurrada superficial é maior quando fertilizantes “high-grade”, com alta solubilidade em água (ex. superfosfato triplo) é aplicado, comparando-se com fertilizantes com baixa solubilidade em água (ex. fosfato diamônico). Entretanto, poucos estudos tem comparado o efeito de fertilizantes fosfatados como rocha fosfatada e superfosfatos, variando em na solubilidade de P (1,5 a 85% de fósforo solúvel em água, respectivamente) no movimento do P na enxurrada superficial. Estudos de enxurrada em campo e em laboratório foram conduzidos utilizando-se 4 fontes de P variando na solubilidade em água, com três intensidades de chuva para avaliar seus efeitos no transporte de P. Os resultados mostraram que enquanto o P na enxurrada foi maior após a aplicação do superfosfato triplo, uma contínua liberação de P proveniente das fontes menos solúveis (ex. “low-grade” superfosfato simples e rocha fosfatada da Carolina do Norte) pode ser um risco a longo prazo no enriquecimento de P na enxurrada. Opções de manejo para a minimização dos riscos para a agricultura brasileira são sugeridos.

Palavras-chave: enxurrada, eutrofização, fontes de fósforo, intensidade de chuvas, qualidade da água, sistemas de produção.

ABSTRACT

Phosphorus transport in surface runoff as a function of P source type and rainfall intensity: Relevance to environmental management of Brazilian production systems

It has been estimated that potable water will be limited in the future due to: (1) environmental problems, (2) increased demand (world population may reach 10.5 billion by year 2050 before starting to decrease), and (3) 60% of world consumption is based on underground non-renewable resources. Consequently, it is imperative that these fresh water resources are carefully managed to ensure their use for future generations. One of the main environmental problems limits water use is eutrophication, which can be accelerated by increased inputs of nitrogen (N) and particularly phosphorus (P) to these waters. As a result, minimizing P loss to fresh waters is essential to decreasing the incidence and severity of eutrophication. However, adequate P supplies are also necessary for economic crop production that are most of the times dependent on the adequate supply of P from the soil. Thus, P is routinely added for optimum yields of all crops. Most of the P fertilizers utilized in agriculture are highly water soluble, in order to readily supply P in an available form for crop to take up. However, a high proportion of the P applied becomes plant unavailable due to chemical reactions with soil constituents (fixation). Phosphate fertilizers with high water solubility tend to dissolve rapidly, providing P to the plants at early stages, but P can be fixed by soil particles or be washed off the soil during rainfall induced runoff. Brazil has little information on the impacts of agriculture on water quality. Thus, a survey was conducted using a data base from 1993 to 2003 to evaluate the development and changes in the Brazilian production systems that can affect future water quality and how it can be managed. This survey showed that the recent development of farming systems in certain regions of Brazil (mainly south), has the potential to accumulate large amounts of P that may become sources to runoff and impair regional water resources. Some studies have shown the potential for dissolved reactive P (DRP) transport in surface runoff is greater when "high-grade" fertilizers, with high water soluble P (e.g., triple superphosphates) are compared with lower P solubility fertilizers are applied (e.g., diammonium phosphate). However, few studies have compared the effect of P fertilizers, such as rock phosphate and superphosphates, varying in P solubility (1.5 to 85% water soluble P, respectively) on P movement in surface runoff. Outdoor and indoor runoff studies were conducted using four sources of P varying in water soluble P and three rainfall intensities to evaluate their effect on P transport. Results showed that while P runoff was greatest after triplesuperphosphate application, continued release of P from less soluble sources (e.g., low-grade superphosphate and North Carolina Rock Phosphate) may pose a long-term risk to runoff P enrichment. Management options to minimize this risk for Brazilian agriculture are suggested.

Key words: sources of phosphorus, rainfall intensity, production systems, eutrophication, runoff, water quality.

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 – Regiões, área, e clima no Brasil. Adaptado da FAO (Food and Agriculture Organization, 2005).....	33
Figura 2.2 – Número de animais no Brasil, incluindo: gado de corte, caprinos, cavalos, aves, e suínos (Fonte: IBGE, 2003).....	35
Figura 2.3 – Quantidade de P utilizado como fertilizante mineral e P produzido no dejetos de aves e suínos por região do Brasil no ano de 2003. Dados sobre os fertilizantes minerais adaptados da POTAFOS (2005).....	38
Figura 2.4 – Fatores que afetam a entrada, o transporte e o destino do P em sistemas agrícolas. Os números em parênteses são baseados em aproximações das entradas de P pela alimentação animal e fertilizantes em fazendas e pela saída de P na produção animal (A) e o dejetos e seu destino no solo, culturas, e transporte na enxurrada (B). Adaptado de Howarth et al. (2000) e Sims e Sharpley (2005)	44
Figura 2.5 – O manejo de fontes (A) e transporte (B) de P nas fazendas.....	47
Figura 3.1 – Localização, limite do campo e tipos de solo para a bacia hidrográfica FD-36, Nothumberland Co., PA e localização aproximada das caixas para enxurrada superficial instaladas nesse estudo	72
Figura 3.2 – Plano do simulador de chuvas portátil, mostrando caixas para enxurrada superficial pareadas com 1 x 2 m, e o sistema coletor de água. O aspersor é situado aproximadamente 245 cm acima das caixas.....	75
Figura 3.3 – Concentrações de fósforo reativo dissolvido e total na superfície de enxurrada 1 dia após a aplicação das fontes de P nos solos Alvira, Berks e Watson.....	79
Figura 3.4 – Concentrações de fósforo reativo dissolvido e total na superfície de enxurrada 42 dias após a aplicação das fontes de P nos solos Alvira, Berks e Watson	80

- Figura 3.5 – Relação entre P solúvel em água (PSA) das fontes de P e concentrações de fósforo reativo dissolvido e total na enxurrada superficial (média para os três solos)..... 83
- Figura 4.1 – Diagrama esquemático das bandejas de solo utilizadas nesse estudo, incluindo (a) dimensões totais, (b) furos para dreno na base da bandeja, (c) calçadeira de madeira para encher a bandeja com o solo, (d) plano frontal com o coletor de enxurrada, (e) coletor de enxurrada 97
- Figura 4.2 – Relação entre P solúvel em água (PSA) das fontes de P e concentrações de fósforo reativo dissolvido e particulado na enxurrada 1 dia após a aplicação das fontes ... 100
- Figura 4.3 – Relação entre o decréscimo nas concentrações de fósforo reativo dissolvido e total na enxurrada entre os eventos de chuva 1 e 21 o P solúvel em água das fontes de P. 102
- Figura 4.4 – Relação entre a solubilidade em água da fonte de P e a percentagem de P total na forma de P reativo dissolvido e P particulado na enxurrada 1 dia após a aplicação, em função da intensidade das chuvas..... 105

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 – Número de suínos e aves, peso vivo, manure produção e conteúdo de P no dejetos usado na determinação do balanço de P para as regiões do Brasil	36
Tabela 2.2 – Fatores que influenciam as perdas de P de bacias hidrográficas agricultáveis e seus impactos na qualidade da água	43
Tabela 2.3 – Concentrações aproximadas de P total na superfície de corpos d’água que define o status trófico (Von Sperling, 1996)	46
Tabela 2.4 – Melhores práticas de manejo para o controle de fontes difusas de P da agricultura	48
Tabela 3.1 – Propriedades dos solos Alvira, Berks e Watson utilizados nesse estudo	73
Tabela 3.2 – Propriedades das fontes de fósforo utilizadas nesse estudo.....	74
Tabela 3.3 – Concentração de fósforo reativo dissolvido (PRD) e fósforo total (PT) na superfície de enxurrada.....	81
Tabela 3.4 – Volume da enxurrada superficial e perdas cumulativas de fósforo dissolvido e P total	84
Tabela 4.1 – Propriedades do solo Berks utilizado nesse estudo	99
Tabela 4.2 – Propriedades das fontes de P usadas nesse estudo.....	99
Tabela 4.3 – Concentração de fósforo reativo dissolvido, particulado e total na superfície da enxurrada das bandejas de solo em função das fontes de P, tempo após aplicação e intensidade das chuvas	101

1 INTRODUÇÃO

As águas cobrem $\frac{3}{4}$ da superfície do planeta Terra. Mais de 97,5 % da água está nos oceanos, sendo impróprias para o consumo humano. O restante, que compõem água doce, está distribuído entre as calotas polares (68,9%), os aquíferos (29,9%), rios e lagos (0,3%) e outros reservatórios, como açudes e represas (0,9%). Desta forma, apenas 1% da água doce é um recurso aproveitável pela humanidade, o que representa 0,007% de toda água do planeta.

Neste cenário, algumas estimativas indicam que a água potável do planeta está se esgotando, pelo aumento da demanda mundial. Dos 6 bilhões de pessoas que existem no mundo, no ano de 2050 serão 10,5 bilhões de pessoas; além disso, 60% do consumo global de água potável é extraída de lençóis subterrâneos, ou seja, de reservas não renováveis. A dessalinização da água do mar pode ser uma opção, porém ainda é um recurso caro, pelo elevado consumo de energia. Nesse cenário, cresce a importância da conscientização sobre dois fatores: desperdício e poluição. O desperdício é representado pelo uso e/ou consumo excessivo e desregrado da água. Já a poluição é causada pelo desmatamento ciliar, pela falta de proteção nas nascentes, pelo inadequado manejo do solo, pelo uso inadequado de agrotóxicos e fertilizantes, pela falta de investimento no tratamento de efluentes, entre outros.

Em relação aos fertilizantes, temos que considerar que, da mesma forma que haverá um aumento na demanda por água para suprir a necessidade da população mundial, haverá também necessidade de se atender a crescente demanda na produção de alimentos, fibras e outros produtos essenciais ao homem que dependem em sua maior parte do solo. Especialistas da FAO estimam que para suprir essa demanda é necessário: a) aumentar em 60% a produtividade das culturas nos países em desenvolvimento e b) incorporar cerca de 200 milhões de novos hectares ao processo produtivo, principalmente na região tropical do globo (LOPES, 1998).

O fósforo é, dos três macronutrientes (N, P, K), aquele exigido em menores quantidades pelas plantas, entretanto é um nutriente essencial para o crescimento das plantas e nenhum outro nutriente pode substituí-lo. As plantas absorvem a maior parte do fósforo como íon ortofosfato primário (H_2PO_4^-), e pequenas quantidades de íon ortofosfato secundário (HPO_4^{2-}) também são absorvidas. A maioria das culturas tem dificuldade em obter fósforo suficiente para seu desenvolvimento, fato este devido à baixa disponibilidade de fósforo associada à alta capacidade de fixação desse nutriente no solo, sendo este um dos fatores mais limitantes para a produção das

culturas no mundo do que qualquer outra deficiência, toxidade ou doenças (SHIGAKI et al., 2002).

Levantamentos sobre dados de análise de solo indicam que várias áreas do mundo apresentam uma percentagem significativa de solos enquadrados como tendo teor médio ou baixo em fósforo e sua aplicação em terras agricultáveis freqüentemente incrementa a produção a campo. Além disso, o incremento da cobertura vegetal, que é possível com o uso adequado de fertilizantes, pode reduzir a erosão do solo da área cultivada (SHARPLEY, 2003).

Fertilizantes fosfatados têm sido utilizados para estabelecer uma vegetação de cobertura em solos inférteis e altamente erodidos, o que reduz o transporte de água, solo e nutrientes nas perdas por erosão superficial. O fato de que os fertilizantes podem ter um efeito positivo como um recurso de conservação para minimizar as perdas por enxurrada foi reconhecido na Nova Zelândia há muitos anos. A função dos fertilizantes fosfatados no estabelecimento de florestas, regeneração e produtividade de vários solos têm sido demonstrado. Desta forma, tanto do ponto de vista econômico como ambiental, fertilizantes fosfatados desempenham uma importante função benéfica (SHARPLEY; MENZEL, 1987).

O fósforo trata-se de um elemento extremamente reativo quimicamente e que ocorre em aproximadamente 170 diferentes minerais na natureza. Estes minerais variam enormemente em sua solubilidade e, uma vez na solução do solo, o elemento tende a transformar-se em formas de insolubilidade crescente com o passar do tempo. Conseqüentemente o fósforo é o mais imóvel, inacessível e não disponível de todos os nutrientes (HOLFORD, 1997).

Quando o fertilizante fosfatado é adicionado ao solo, a taxa de dissolução será amplamente controlada pela solubilidade dos compostos constituintes do mesmo. Com compostos solúveis, tais como aqueles presentes em elevada quantidade nos principais fosfatos totalmente acidulados [$\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$ em superfosfatos simples e triplo, $\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$ em MAP, $(\text{NH}_4)_2\text{HPO}_4$ em DAP], soluções saturadas são geralmente formadas dentro e ao redor dos grânulos, o que significa dizer que a energia livre da água nestes locais é muito menor que nas adjacências. Nesta situação a água move-se em direção ao grânulo de fertilizante como resultado deste gradiente de energia livre e em período relativamente curto de tempo (um a alguns dias), onde os componentes de elevada solubilidade do fertilizante se dissolvem e se movem em direção às partículas do solo. Para compostos menos solúveis, entre outros, o fosfato bicálcico (CaHPO_4) e a apatita, soluções saturadas podem também se formar nos grânulos e adjacências, porém estas

são ainda tão diluídas que o gradiente de energia livre não é suficiente para a movimentação da água no sentido do grânulo de fertilizante e assim estes compostos podem persistir por meses ou anos nos solos (SAMPLE; SOPER; RACZ, 1980).

Após a dissolução dos fosfatos solúveis em direção às partículas do solo, ocorrem duas reações principais pelas quais o P em solo mineral é retido e convertido de um estado mais solúvel a um estado menos solúvel. Essas reações são designadas como: reações de adsorção específica, e reações de formação de compostos de menor solubilidade ou precipitação (SAMPLE, 1980).

A adsorção é um termo genérico que indica reações químicas e mesmo físicas que ocorrem em interfaces (superfícies de separação de duas fases). A superfície (óxidos por exemplo) é chamada de adsorvente. A substância (íons fosfato, no caso) é chamado adsorvato (NOVAIS; SMYTH, 1999). Já a precipitação pode ser definida como a reação que ocorre entre íons, com a formação de uma nova fase ou composto definido (SPOSITO, 1984). Todavia, segundo esse mesmo autor, esses dois mecanismos de retenção de P pelo solo são de difícil distinção. Na literatura observa-se uma grande inespecificidade na utilização dos termos relacionados aos fenômenos de transformação de formas solúveis a lábeis ou não lábeis de P, neste contexto o termo “fixação” tem sido utilizado abrangendo os fenômenos que levam a uma menor disponibilidade de P. Segundo Novais e Smyth (1999), os principais fatores que afetam as quantidades fixadas de fósforo são: mineralogia da fração argila, conteúdo de argila, conteúdo de colóides amorfos, conteúdo de alumínio trocável e potencial de oxi-redução do solo.

No caso da formação de compostos de menor solubilidade/precipitação, as possibilidades são diversas, porém esses compostos geralmente têm sido classificados em dois grupos: fosfatos de cálcio e fosfatos de ferro e alumínio.

Os produtos das reações dos fertilizantes fosfatados com as partículas do solo são formados em estágios iniciais da reação dos compostos solúveis contendo P. Os compostos formados nesta fase são metaestáveis e com o tempo serão modificados para compostos mais estáveis e menos solúveis. Alguns deles, entretanto, poderão ser fonte de P às plantas por período de tempo mais prolongado (PROCHNOW; ALCARDE; CHIEN, 2003).

O fósforo, em termos mundiais, está mais concentrado nas rochas de depósito de origens sedimentares, ígneas e biogénicas. Os depósitos sedimentares e os depósitos de origem ígnea são os mais importantes do ponto de vista econômico. Os depósitos biogénicos são

concentrações orgânicas nitrogenadas, originadas pelos dejetos de aves, e se constituem de menor importância econômica (LEHR, 1980).

No Brasil, cerca de 80% das jazidas fosfatadas naturais – fosfatos, são em geral, de origem ígnea com presença acentuada de rocha carbonática e minerais micáceos com baixo teor de P_2O_5 , enquanto que em termos mundiais esse percentual está em torno de 17%. Esses fosfatos recebem a denominação de fosfato natural, rocha fosfatada ou mesmo concentrado fosfático, caso sejam passíveis de serem utilizados diretamente como material fertilizante ou como insumo básico da “Indústria do Fósforo” ou de seus compostos, tal que se encontram na natureza ou após os minérios sofrerem concentração por meios físicos nas usinas de beneficiamento. Os concentrados fosfáticos são comercialmente expressos sob a forma de pentóxido de fósforo (P_2O_5) ou fosfato tricálcico $Ca_3(PO_4)_2$ (SOUZA, 2001).

Na agricultura brasileira as fontes de fósforo mais utilizadas são os fosfatos solúveis em água: superfosfato simples, superfosfato triplo, monoamônio fosfato e diamônio fosfato. São reconhecidamente as melhores fontes de fósforo mas também as mais caras, exigindo em sua fabricação considerável investimento de enxofre, que é uma matéria prima importada, além do consumo elevado de energia.

Como existem no Brasil diversas jazidas de fosfato, vem sendo pesquisado o uso de fosfatos naturais, que consistem dos minérios apenas moídos e concentrados e que, por causa do menor processamento industrial, apresentam custos de fabricação mais baixos. Além desses fosfatos naturais, vem também sendo avaliados alguns fosfatos que receberam algum tratamento para melhorar a sua solubilidade, destacando-se tratamentos térmicos moderados e acidulação parcial (RAIJ, 1982).

Várias são as proposições para se caracterizar e classificar as rochas fosfóricas, porém uma alternativa adequada quando o objetivo é classificá-las pensando na produção de fosfatos totalmente acidulados é dividir os materiais em: (i) “*premium-grade*”, (ii) “*nonpremium-grade*”, e (iii) “*marginal-grade*” (LEHR, 1980).

Os materiais “*premium-grade*” são considerados aqueles que possuem no mínimo 31% de P_2O_5 , o que corresponde à concentrações de apatita de no mínimo 82% em massa. Tratam-se de excelente matéria-prima para a fabricação de fosfatos totalmente acidulados. Nos materiais “*nonpremium-grade*” o conteúdo de P_2O_5 é menor que 31% e a concentração de impurezas aumenta. Se estas impurezas forem principalmente quartzo (SiO_2) ou fases silicatadas, então a

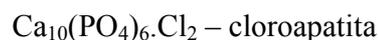
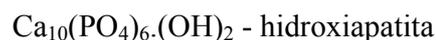
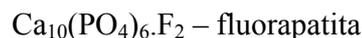
qualidade do material como matéria-prima para fertilizantes fosfatados totalmente acidulados não é prejudicada, e o problema é restringido apenas à economicidade do processo em função do menor teor de P_2O_5 . Os materiais ditos “*marginal –grade*” possuem alto grau de impurezas até similar aos “*nonpremium-grade*”, porém estas não se constituem apenas de SiO_2 ou fases silicatadas, mas sim de minerais contendo elevadas quantidades de Fe, Al, Mg, cloretos, álcalis, carbonatos livres, matéria orgânica e metais interferentes variados (LEHR, 1980).

A maioria das reservas mundiais de rocha fosfórica pertencem ao Marrocos e aos Estados Unidos da América. As reservas brasileiras representam de 1 a 2% das reservas mundiais (SILVA, 1987).

O fósforo insolúvel em água tem diferentes graus de aproveitamento pelas plantas, dependendo de sua forma química. Para avaliar em laboratório o aproveitamento pelas plantas, esse fósforo é solubilizado por extratores químicos, sendo utilizadas a solução neutra de citrato de amônio e a solução de ácido cítrico a 2% (MALAVOLTA; GOMES; ALCARDE, 2002).

Segundo Terman e Engelstad (1971), o P se apresenta nos fertilizantes nas seguintes formas químicas:

- fosfato monocálcico – $Ca(H_2PO_4)_2 \cdot H_2O$: no superfosfato triplo (SFT) e no superfosfato simples (SFS).
- fosfato bicálcico – $CaHPO_4$: no fosfato bicálcico
- fosfato monoamônio $NH_4H_2PO_4$: no fosfato monoamônico (MAP)
- fosfato diamônio – $(NH_4)_2HPO_4$: no fosfato diamônico (DAP)
- silício-fosfato de cálcio e magnésio – $Ca_3(PO_4)_2 \cdot CaSiO_3 \cdot MgSiO_3$ no termofosfato magnésiano
- Apatitas encontradas nas rochas fosfatadas ou fosfatos naturais; nas rochas fosfatadas sedimentares, que constituem aproximadamente 80% das reservas mundiais, a espécie de apatita existente é a carbonato-apatita (também denominada no Brasil de fosforita), e nas rochas fosfatadas ígneas e metamórficas, as espécies de apatita existente são:



Ainda, segundo os mesmos autores, como componente secundário o P pode se apresentar nas seguintes formas químicas:

- fosfato bicálcico – CaHPO_4 : no superfosfato simples, superfosfato triplo e superfosfatos amoniados,
- fosfato tricálcico – $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$: no superfosfato simples, superfosfato triplo e superfosfatos amoniados e termofosfato magnésiano,
- fosfato monoamônico: $\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$: nos superfosfatos amoniados;
- fosfatos de ferro e de alumínio – Fe-Al-P: no superfosfato simples, superfosfato triplo, MAP e DAP. Compostos desse tipo se apresentam sob grande variedade, podendo representar uma parcela significativa da fração insolúvel em água dos fosfatos acidulados tradicionais (PROCHNOW, 1996 e 2001).

As fontes fosfatadas minerais acima citadas são as comumente utilizadas na agricultura brasileira, porém em recente levantamento de dados realizado por Shigaki; Prochnow; Sharpley, (2006) verificou-se um aumento de 33% no número de animais (gado de corte, gado de leite, suíno e frango) no período de 1993 - 2003, com a maior parte deste aumento ocorrendo na região sul (Paraná, Rio Grande do Sul e Santa Catarina), onde se localizam 43% e 49% da produção de suínos e frangos, respectivamente. Esses autores estimaram uma produção de 2,5 milhões de toneladas de P proveniente de dejetos suínos e aves em 2003, em sua maioria na região Sul (62%). Nesse contexto, o aproveitamento e utilização de dejetos animais devem ser considerados como uma opção para suprir as necessidades em termos de adubação fosfatada, principalmente nas regiões próximas aos criatórios, onde produção de suíno e frango ocorre em sistema intensivo de confinamento, o que resulta em elevadas quantidades de esterco em pequenas áreas com dificuldade de transporte para utilização em outras áreas.

A problemática em torno da eutrofização em lagos e reservatórios diz respeito à extensão do processo através do mundo, e até recentemente, à relativa falta de controle sobre as fontes de nutrientes ou sobre seus efeitos no ecossistema aquático. Episódios de eutrofização são claros indicadores do processo de degradação e, juntamente com a toxicidade, têm representado impactos quantitativos e qualitativos significativos para os ecossistemas aquáticos continentais (RIBEIRO, 2003).

A eutrofização, segundo Leaf e Chatterjee (1999) pode ser definida como sendo “O enriquecimento da água por nutrientes de plantas, o que irá resultar num estímulo desencadeando mudanças sintomáticas no meio. Estas incluem o incremento na produção de algas e/ou plantas

aquáticas, afetando a qualidade da água e causando distúrbio no balanço de organismos nela presente, sendo indesejáveis e interferindo no uso da água”.

Lagos e reservatórios sofrem no seu desenvolvimento um processo de envelhecimento lento e contínuo, denominado eutrofização natural, que pode levar milhares de anos para ocorrer. Em seu tempo finito de vida ocorre uma seqüência de eventos que levam à acumulação gradativa de sedimentos no fundo, diminuição do volume de água, decréscimo na sua profundidade, todos levando ao aumento da produtividade biológica (RIBEIRO, 2003).

É reconhecido que o crescimento das plantas em sistemas aquáticos é influenciado por vários fatores aliados ao suprimento de nutrientes, como luminosidade, temperatura, turbidez e substâncias tóxicas, que são, como os nutrientes, afetados em função dos impactos da atividade humana (YOUNG et al., 1999). Embora esses fatores sejam importantes para o entendimento de todo o processo, é claramente entendido que o principal fator que controla a produção primária no ambiente aquático é o suprimento de nutrientes. O aporte de nutrientes se dá através do escoamento superficial, que erode e lava os solos e rochas na superfície terrestre (ESTEVEZ; BARBOSA, 1986; ESTEVES, 1998).

O transporte de fósforo dos solos para os mananciais de água envolve dois processos que ocorrem no campo: perdas por enxurrada na superfície do solo e lixiviação subsuperficial. Na realidade, estes termos podem ser considerados vagos para descrever processos muito dinâmicos. Segundo Shapley et al., (2002) as perdas de fósforo no solo ocorrem de duas formas: por meio do P adsorvido no sedimento e em formas dissolvidas em água. O sedimento inclui P associado a partículas do solo e material orgânico erodido mediante a ocorrência de enxurradas superficiais.

Este processo ocorre pela interação da chuva com a parte superficial do solo, principalmente até dois centímetros (DANIEL et al., 1994), resultando em perdas por enxurrada devido à alta precipitação e irrigação excessiva. O transporte de nutrientes e poluentes por meio da enxurrada é uma fonte que merece destaque na poluição de rios para lagos, o que tem estimulado uma certa urgência na obtenção de informações sobre o impacto da agricultura na qualidade da água (SHARPLEY, 1995).

A enxurrada se forma quando a precipitação excede a infiltração e a capacidade de armazenagem das depressões da superfície do solo. O volume da enxurrada é influenciado pela distribuição, intensidade, duração das chuvas, topografia da área, geologia, tipo de solo, cobertura vegetal e condições prévias de umidade do solo. O solo arrastado por enxurrada se compõe

principalmente de partículas finas, como silte, argila e matéria orgânica coloidal, que tem uma maior superfície específica e maior capacidade de adsorção do que partículas maiores. Portanto, a concentração do fósforo é geralmente maior no sedimento levado pela enxurrada do que no solo onde este sedimento se originou. Esta proporção é chamada de fator de enriquecimento, um conceito útil na previsão das perdas de elementos por enxurrada para um determinado solo (SHARPLEY, 1985, QUINTON, 2001).

A concentração de P na água de percolação no perfil do solo é geralmente baixa, em função da fixação de P em subsolos.

Exceções ocorrem em solos arenosos com baixa capacidade de fixação de fósforo, onde o escoamento de água no perfil do solo pode ocorrer rapidamente através dos macroporos (BENGSTON et al., 1992; SIMS; SIMARD; JOERN, 1998).

O acúmulo de fósforo nas camadas superficiais de solo por aplicação excessiva, pode acarretar em movimento de P solúvel para as águas superficiais ou aquíferos (SUI; THOMPSON, 2000). A relação entre o acúmulo de fósforo no solo e as perdas por enxurrada na forma solúvel tem sido motivo de interesse, na busca de métodos de extração que reflitam melhor o potencial de perdas por enxurrada para que sejam realizadas adubações fosfatadas adequadas para tipos diferentes de solo, clima e manejo (SIMS; SIMARD; JOERN, 1998).

Os principais problemas da eutrofização são: desenvolvimento de cianobactérias tóxicas que causam sérios problemas à saúde animal e humana, produção de gases corrosivos (carbônico e sulfídrico), problemas estéticos e recreacionais, condições anaeróbias no fundo do corpo d'água, eventuais condições anaeróbias no corpo d'água como um todo, eventuais mortandades de peixes, maior dificuldade e elevação nos custos de tratamento da água, problemas com abastecimento de águas industriais, toxicidade das algas, modificações na qualidade e quantidade de peixes de valor comercial, redução na navegação e capacidade de transporte e desaparecimento gradual do lago como um todo (VON SPERLING, 1996; SHARPLEY; MENZEL, 1987.). Danos neurológicos em humanos expostos à alta toxicidade pelo florescimento de cianobactérias especialmente em mananciais e reservatórios de abastecimento público, e produção de voláteis químicos causados por essas bactérias tóxicas, têm aumentado a atenção pública pela problemática da eutrofização e a necessidade de soluções para a mesma (BURKHOLD; GLASGOW, 1997).

Nesse sentido, atenção especial tem sido dada à função dos nutrientes no controle do crescimento das algas, particularmente ao nitrogênio e fósforo. Em sistemas de água doce, têm-se observado a maior importância do fósforo como nutriente limitante. Em adição ao fósforo, o nitrogênio e carbono são também comumente associados com problemas de eutrofização. Entretanto o controle do processo acelerado de eutrofização por limitação de C e N é restrito devido à dificuldade de controlar as trocas atmosféricas desses elementos. Portanto, a maior parte das ações de controle de eutrofização tem focado o controle de P (SHARPLEY, 1995).

Concentrações de P acima de 0,02 ppm em lagos geralmente aceleram o processo de eutrofização. Esse valor é menor que as concentrações críticas na solução do solo para o crescimento das plantas (0,2 a 0,3 ppm). A observação desses valores como parâmetros enfatizam a disparidade entre as concentrações críticas de P nos lagos e nos solos, e a importância do controle das perdas de fósforo para limitação da eutrofização (SHARPLEY et al., 2003).

Em suma, o transporte de um elemento por enxurrada deve-se, basicamente à interação entre os seguintes fatores: sua presença e possível acúmulo no local; o grau de solubilidade e disponibilidade em que se encontra; e à ação dos fatores hidrológicos no solo. O impacto do uso de fertilizantes fosfatados nas perdas por enxurrada deve ser focado levando-se em conta estes mecanismos complexos e dinâmicos (GALDOS, 2003); sendo a intensidade das perdas dependente da concentração de P na solução do solo (NASH; HALLIWELL 2000), da capacidade de retenção do nutriente (precipitação e adsorção) do solo (LEWIS; CLARK; HALL, 1981), tempo, modo de aplicação, forma do fertilizante, quantidade, intensidade de chuvas após a aplicação, vegetação de cobertura (SHARPLEY; MENZEL, 1987), temperatura e tipo de solo (MCDOWELL et al., 2001).

Alguns estudos têm mostrado que o potencial de transporte de fósforo na enxurrada superficial tende a ser alto quando se compara os fertilizantes mais comumente utilizados na agricultura com alta solubilidade em água (como por exemplo superfosfato triplo: 90% P solúvel em água; e fosfato diamônio: 80% P solúvel em água) (HART; QUIN; NGUYEN, 2004; SHARPLEY; SYERS; GREGG, 1978). Entretanto, poucos estudos têm comparado o efeito de fertilizantes fosfatados com grande variabilidade em sua solubilidade em água, como rocha fosfatada e superfosfatos, (os quais podem variar em sua solubilidade em torno de 1,5 a 90%, respectivamente) nas perdas de P na enxurrada superficial quando aplicados às terras agricultáveis e também no processo de eutrofização. Desta forma, estudos devem ser realizados

com fontes alternativas de P para o melhor entendimento da problemática da escolha da fonte de fósforo a ser utilizada considerando-se tanto a eficiência agrônômica como a qualidade ambiental.

Referências

- BENGSTONE, L.P.; SEUNA, P.; LEPISTO, A.; SAXENA, R.K. Particle movement of meltwater in a subdrained agricultural basin. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v.135, p.383-398, 1992.
- BURKHOLDER, J.A.; GLASGOW, H.B. Pfiesteria piscicida and other Pfiesteria-dinoflagellate behaviors, impacts and environmental controls. **Limnology and Oceanography**, Amsterdam, v.42, p.1052-1075, 1997.
- DANIEL, T.C.; SHARPLEY, A.N.; EDWARDS, D.R.; EDWARDS, D.R.; WEDEPOHL, R.; LEMUNYON, J.L. Minimizing surface water eutrophication from agriculture by phosphorus management. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v.49, n.2, p.30-38, 1994.
- ESTEVEES, F.; BARBOSA, F.A.R. Eutrofização artificial: a doença dos lagos. **Ciência Hoje**, Rio de Janeiro, v.27, n.5, p.57-61, nov./dez. 1986.
- ESTEVEES, F.A. **Fundamentos de limnologia**. 2.ed. Rio de Janeiro: Interciência, Finep, 1998. 575 p.
- GALDOS, M.V. **Perdas de fósforo e metais pesados por enxurrada em solo com aplicação de lodo de esgoto e cultivado com milho**. 2003. 56 p. Dissertação (Mestrado em Gestão de Recursos Agroambientais) – Instituto Agrônomo de Campinas, Campinas, 2003.
- HART, M.R.; QUIN, B.F.; NGUYEN, M.L. Phosphorus runoff from agricultural land and direct fertilizer effects: A review. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 33, p. 1954-1972, 2004.
- HOLFORD, I.C.R. Soil phosphorus: its measurements, and its uptake by plants. **Australian Journal of Soil Research**, Collingwood, v. 35, p. 227-235, 1997.
- LEAF, S.S.; CHATTERJEE, R. Developing a strategy on eutrophication. **Water Science Technology**, v.39, n.12, p.307-314, 1999
- LERH, J.R. Phosphate raw materials and fertilizers, part I – a look ahead. In: KHASAWNEH, F.E.; SAMPLE, E.C.; KAMPRATH, E.J. **The role of phosphorus in agriculture**. Madison: American Society of Agronomy, 1980. p. 81-120.
- LEWIS, D.C.; CLARKE, A.L.; HALL, W.B. Factors affecting the retention of phosphorus applied as superphosphate to sandy soils in South Australia. **Australian Journal of Soil Research**, Collingwood, v. 19, p. 167-174, 1981.

- LOPES, A.S. (Trad.) **Manual Internacional de Fertilidade**. 2.ed. Piracicaba: POTAFOS, 1998. 177p.
- MALAVOLTA, E.; GOMES, P.F.; ALCARDE, J.C. **Adubos e adubação**. São Paulo: Nobel, 2002. 200p.
- McDOWELL, R.W.; SHARPLEY, A.N.; CONDRON, L.M.; HAYGARTH, P.M.; BROOKES, P.C. Processes controlling soil phosphorus release to runoff and implications for agricultural management. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 59, p. 269-284, 2001.
- NASH, D.M.; HALLIWELL, D.J. Tracing phosphorus transferred from grazing land to water. (Review Paper). **Water Research**, Amsterdam, v. 34, n. 7, p. 1975-1985, 2000.
- NOVAIS, R.F.; SMYTH, T.J. **Fósforo em solo e planta em condições tropicais**. Viçosa: UFV, 1999. 399p.
- PROCHNOW, L.I. **Disponibilidade do fósforo na fração solúvel em citrato neutro de amônio e insolúvel em água, de fosfatos acidulados**. 1996. 157 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1996.
- PROCHNOW, L.I. **Eficiência agrônômica de fosfatos acidulados contendo compostos fosfáticos de ferro para arroz-de-sequeiro e arroz inundado**. 2001. 118 p. Tese (Livre-Docência em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2001.
- PROCHNOW, L.I.; ALCARDE, J.C.; CHIEN, S.H. Eficiência agrônômica dos fosfatos totalmente acidulados. In: SIMPÓSIO SOBRE FÓSFORO NA AGRICULTURA BRASILEIRA, 2003, São Pedro. **Anais...**Piracicaba: POTAFOS, 2003. 1 CD-ROM.
- QUINTON, J.N.; CATT, J.A.; HESS, T.M. The selective removal of phosphorus from soil: is event size important? **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 30, p. 538-545, 2001.
- RAIJ, B. van. Adubação fosfatada no Brasil – Apreciação geral, conclusões e recomendações. In: OLIVEIRA, A.J. de.; LOURENÇO, S.; GOEDERT, W. **Adubação Fosfatada no Brasil**. Brasília: EMBRAPA-DID, 1982. 326 p.
- RIBEIRO, L.H.L. **A eutrofização na formação do reservatório da Usina Hidrelétrica de Salto Caxias (PR): Uma análise quantitativa com vistas ao gerenciamento sustentável**. 2003. 157 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.
- SAMPLE, E.C.R.J.; SOPER, G.J.; RACZ, G.J. Reaction of phosphate fertilizer in soils. In: KHASAWNEH, F.E.; SAMPLE, E.C.; KAMPRATH, E.J. **The role of phosphorus in agriculture**. Madison: American Society of Agronomy, 1980. p. 263-310.
- SPOSITO, G. **The surface chemistry of soils**. New York: Oxford University, 1984. 234 p.

SHARPLEY, A.N. The selective erosion of plant nutrients in runoff. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 49, p. 1527-1534, 1985.

SHARPLEY, A.N. Soil phosphorus dynamics: agronomic and environmental impacts. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 5, p. 261-279, 1995.

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

SHARPLEY, A.N.; SYERS, J.K.; GREGG, P.E.H. Transport in surface runoff of phosphorus derived from dicalcium phosphate and superphosphate. **New Zeland Journal of Science**, Wellington, v. 21, p. 307-310, 1978.

SHARPLEY, A.N.; CHAPRA, S.C.; WEDEPOHL, R.; SIMS, J.T.; DANIEL, T.C.; REDDY, K.R. Managing agricultural phosphorus for protection of surface waters: issues and options. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 23, p. 437-451, 1994.

SHARPLEY, A.N.; DANIEL, T.; SIMS, J.; LEMUNYON, R.; STEVENS, R.; PARRY, R. **Agricultural Phosphorus and eutrophication**. 2nd ed. Washington: U.S.D.A- ARS., 2003. 44p. Agricultural Research Service – ARS – 149.

SHIGAKI, F.; SHARPLEY, A.N.; PROCHNOW, L.I. Animal-based agriculture, phosphorus and management and water quality in Brazil: Options for the future. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 63, n. 2, p. 194-209, 2006.

SHIGAKI, F.; FREITAS, N.; BERTO, A.; ZONTA, E., LIMA, E. Desenvolvimento radicular e acúmulo de massa seca e raiz da cultivar de arroz Caiapó sob diferentes níveis de fósforo. In: CONGRESSO URUGUAIO DE FISILOGIA VEGETAL, 1, 2002, Punta del Leste. **Anais...Punta del Leste: Faculdade de Agronomia e Faculdade de Ciências – Montevideú**. p. 99.

SIMS, J.T.; SIMARD, R.R.; JOERN, B.C. Phosphorus losses on agricultural drainage: historical perspectives and current research. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 27, p. 277-293, 1998.

SOUZA, A.E. de. **Balanço Mineral Brasileiro 2001**. Ministério de Minas e Energia. Disponível em:<http://www.dnpm.gov.br/dnp_legis/Balanc%C3%A7o01/pdf/fosfato.pdf>. Acesso em: 11 out. 2004.

SUI, Y.; THOMPSON, M.L. Phosphorus sorption, desorption, and buffering capacity in a biosolids-amended mollisol. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 64, p.164-169, 2000.

TERMAN, G.L.; ENGELSTAD, O.P. **Agronomic evaluation of fertilizers**. Muscle Shoals: National Fertilizer Development Center, 1971. 42 p. (Bulletin, Y-21).

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e o tratamento de esgotos**. DESA – UFMG, 1996. Disponível em: <<http://www.etg.ufmg.br/tim1/eutrofiz.doc>>. Acesso em: 5 set. 2004.

YOUNG, K.; MORSE, G.K, SCRIMSHAW, M.D.; KINNIBURGH, J.H; MACLEOD, C.L.; LESTER, J.N. The relation between phosphorus and eutrophication in the Thames catchment, UK. **The Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 288, p. 157-183, 1999.

2 PRODUÇÃO ANIMAL, MANEJO DE FÓSFORO E QUALIDADE DA ÁGUA NO BRASIL: OPÇÕES PARA O FUTURO

Resumo

Produção animal, manejo de fósforo e qualidade da água no Brasil: Opções para o futuro

Eutrofização dos mananciais de água se tornou uma preocupação nos Estados Unidos, Europa e Austrália. Na maioria dos casos, a eutrofização de mananciais de água é acelerada pelo aumento na quantidade de fósforo adicionada, o que tem estreita relação com o escoamento superficial deste elemento, em função da intensificação dos sistemas de produção de culturas e animais a partir do início dos anos noventa. Em virtude de pouca informação com relação aos impactos da agricultura na qualidade da água, este trabalho enfatiza modificações nos sistemas de produção de culturas e animais no Brasil no contexto das prováveis implicações quanto ao destino do fósforo no processo. Os dados apontam para um aumento de 33% no número de animais (gado de corte, gado de leite, suíno e frango) no período de 1993 - 2003, a maior parte deste aumento ocorrendo na região sul (Paraná, Rio Grande do Sul e Santa Catarina), onde se localizam 43% e 49% da produção de suínos e frangos, respectivamente. Enquanto a produção de gado de corte se dá predominantemente em sistema de pastejo a campo, com deposição do esterco sobre os pastos, a produção de suíno e frango ocorre em sistema intensivo de confinamento, o que resulta em elevadas quantidades de esterco em pequenas áreas. Assim sendo, a discussão irá focalizar na produção de suínos e frangos. Tendo em vista o peso médio de suíno (100 kg) e frango (1,3 kg), a produção diária de esterco (4,90 e 0,055 kg por suíno ou frango, respectivamente), e o conteúdo médio de P no esterco (40 e 24 g kg⁻¹ para suíno e frango, respectivamente), estimou-se uma quantidade de 2,5 milhões de toneladas de fósforo nos estercos de suíno e frango, produzidas no Brasil em 2003. A maior parte foi produzida nas regiões sul e sudeste do Brasil (62% em conjunto), a qual representa apenas 18% da área do país. No contexto da exigência das culturas, os cálculos apontam para 2,6 vezes mais fósforo produzido nos estercos (1,08 milhões de toneladas) do que aplicado por meio de fertilizante (0,42 milhões de toneladas) na região sul em 2003. Diante do fato que a quantidade utilizada por fertilizantes representa o necessário para atender as exigências nutricionais das plantas, levando inclusive em consideração o fósforo adsorvido pelo solo, se o esterco de suíno e frango fosse considerado no sentido de substituir os fertilizantes aplicados, haveria uma sobra anual de 0,66 milhões de toneladas apenas na região sul. Estas aproximações e estimativas indicam que, como em outras partes do mundo, existe potencial para esta sobra anual de fósforo rapidamente acumular em certas regiões do Brasil. A menos que medidas sejam desenvolvidas e implementadas para utilizar este esterco, repetidas sobras anuais irão conduzir a um problema de difícil resolução. Estas medidas podem ser agrupadas em dois tipos: as do manejo das fontes e as do transporte, e são discutidas no contexto do clima, topografia, uso do solo, e ainda quanto ao sucesso dos programas de remediação a serem implementados em fazendas ou bacias hidrográficas.

Palavras-chave: eutrofização, fonte de poluição difusa, medidas corretivas, produção de aves, produção de suínos

Abstract

Animal-based agriculture, phosphorus management and water quality in Brazil: Options for the future

Eutrophication has become a major threat to water quality in the U.S., Europe, and Australasia. In most cases, freshwater eutrophication is accelerated by increased inputs of phosphorus (P), of which agricultural runoff is now a major contributor, due to intensification of crop and animal production systems since the early 1990s'. Once little information is available on the impacts of Brazilian agriculture in water quality, recent changes in crop and animal production systems in Brazil were evaluated in the context of probable implications of the fate of P in agriculture. Between 1993 and 2003, there was 33% increase in the number of housed animals (i.e., beef, dairy cows, swine, and poultry), most in the South Region (i.e., Paraná, Rio Grande do Sul, and Santa Catarina States), where 43 and 49% of Brazil's swine and poultry production is located, respectively. Although grazing-based beef production is the major animal production system in Brazil, it is an extensive system, where manure is deposited over grazed pastures; confined swine and poultry are intensive systems, producing large amounts of manure in small areas, which can be considered a manageable resource. This discussion will focus on swine and poultry farming. Based on average swine (100 kg) and poultry weights (1.3 kg), daily manure production (4.90 and 0.055 kg per swine and poultry animal unit, respectively), and manure P content (40 and 24 g kg⁻¹ for swine and poultry, respectively), an estimated 2.5 million tonnes of P in swine and poultry manure were produced in 2003. Mostly in the South and Southeast regions of Brazil (62%), which represent only 18% of the country's land area. In the context of crop P requirements, there was 2.6 times more P produced in manure (1.08 million tonnes) than applied as fertilizer (0.42 million tonnes) in South Brazil in 2003. If it is assumed that fertilizer P use represents P added to meet crop needs and accounts for P sorbed by soil in unavailable forms each year, if swine and poultry manure were to replace fertilizer, there would be an annual P surplus of 0.66 million tonnes in the South region alone. These approximations and estimates highlight that, similarly to other parts of the world, there is a potential for surplus P to quickly accumulate in certain regions of Brazil. Unless measures are developed and implemented to utilize manure P, repeated annual surpluses will create an increasingly difficult problem to solve. These measures can be grouped as source and transport management, and they are discussed in the context of Brazil's climate, topography, and land use, and how successful remediation programs may be implemented at farm and watershed level.

Keywords: diffuse pollution, eutrophication, poultry production, swine production, surface runoff

2.1 Introdução

Recentes avaliações da qualidade da água identificaram a eutrofização como um dos principais fatores de deteriorização de sua qualidade nos Estados Unidos, na Europa e na Austrália (HEANEY et al., 2001; NEW ZEALAND, 1997; U.S. GEOLOGICAL SURVEY, 1999). A eutrofização é o envelhecimento natural dos lagos ou dos córregos causado pelo enriquecimento por nutrientes. Este processo pode ser extremamente acelerado pelas atividades humanas que aumentam as taxas de nutrientes carregados para a água. Enquanto ambos, o fósforo (P) e o nitrogênio (N) contribuem para a eutrofização, o fósforo é o agente primário na eutrofização de corpos d'água, uma vez que muitas algas são capazes de obter N da atmosfera (SCHINDLER, 1977). Sendo assim, o controle da eutrofização requer principalmente a redução de entradas de P às águas superficiais.

A eutrofização restringe o uso da água para pesca, recreação e indústria devido ao crescimento exacerbado de algas indesejáveis e ervas aquáticas daninhas que causam a falta de oxigênio pela sua morte e decomposição. Além disso, o incremento de P nas águas superficiais tem resultado no acréscimo periódico e maciço de algas prejudiciais (como por exemplo *cyanobacteria* e *Pfiesteria*), que contribuem entre outras coisas, para mortandagem de peixes durante o verão, não-palatabilidade da água de beber, formação de substâncias cancerígenas durante a cloração da água e danos neurológicos em seres humanos (BURKHOLDER; GLASGOW JUNIOR, 1997; HOWARTH et al., 2000).

Desde os anos 60, as relativas contribuições de P para os corpos d'água, por ambas fontes pontuais e difusas, têm mudado drasticamente. Por um lado, grandes esforços têm sido feitos para o controle das descargas de fontes pontuais de P, tais como a redução de dejetos no tratamento de efluentes de plantas. Essas melhorias foram em parte devidas à facilidade em identificar as fontes pontuais. Por outro lado, menor atenção tem sido direcionada para o controle de fontes difusas de fósforo, devido principalmente a dificuldade de sua identificação e controle (SHARPLEY; REKOLAINEN, 1997). Sendo assim, o controle de fontes difusas de P é um obstáculo principal para a proteção das águas superficiais contra a eutrofização (SHARPLEY; TUNNEY, 2000; WITHERS; DAVIDSON; FOY, 2000). Enquanto uma variedade de fontes difusas, que variam de áreas contribuem para adição de P para os corpos d'água, a agricultura, e em particular a produção animal intensiva tem sido mais pesquisada, e também, vem recebendo maior atenção pública e regulamentar (KELLOGG et al., 2000; SHARPLEY, 2000; U.S. ENVIRONMENTAL

PROTECTION AGENCY, 2004). Não há, entretanto, muitas informações do papel da agricultura no manejo das perdas de P relacionadas à qualidade da água no Brasil.

O objetivo deste trabalho é (1) mostrar como os sistemas de produção no Brasil têm mudado na última década de forma que tem aumentado o potencial de perdas de P na enxurrada, (2) apresentar pesquisas atuais sobre os fatores que controlam as perdas de P de terras agricultáveis para corpos d'água, e (3) mostrar como essas informações podem ser utilizadas no desenvolvimento de estratégias de manejo que minimizem o potencial de perdas de P dos sistemas agropecuários brasileiros. Para essa discussão, serão apresentadas informações baseadas nas cinco regiões brasileiras: Norte, Nordeste, Centro-Oeste, Sudeste e Sul (Figura 2.1).

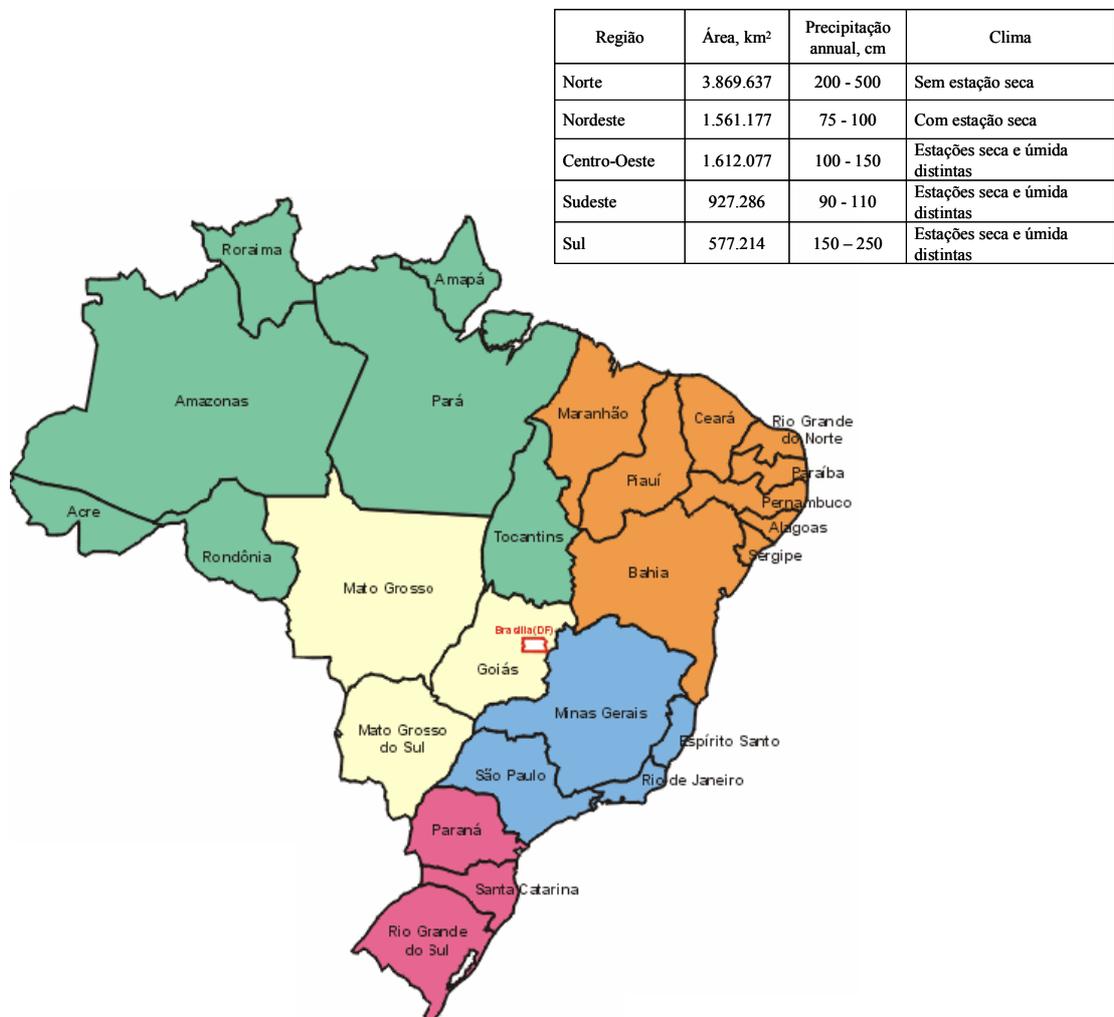


Figura 2.1 – Regiões, área, e clima no Brasil. Adaptado da FAO (Food and Agriculture Organization, 2005)

2.2 Desenvolvimento

2.2.1 Evolução dos sistemas de agricultura no Brasil

2.2.1.1 Crescimento na produção animal

O aumento crescente da população mundial, que demanda pela produção de fibra e proteína de alta qualidade a baixo custo, tem resultado na intensificação dos sistemas de produção agrícola. O Brasil não é exceção, com um crescimento anual da população de 1,65%, com expectativas de que em 2030 seja atingida uma população de 257 milhões de habitantes. Entretanto, o país tem potencial para aumentar as produções de colheitas e animal tanto para o consumo interno com também para exportação. Por exemplo, com um clima diversificado, chuvas regulares, energia solar abundante, e quase 13% da água potável do mundo, o Brasil tem 300 milhões de hectares de terras altamente produtivas cultivadas (Figura 2.1). Existem ainda 90 milhões de hectares de terras férteis que não estão sendo utilizados para produção (BRASIL, 2004). Atualmente, o Brasil é um dos líderes mundiais na exportação de vários produtos de colheita (café, cana-de-açúcar, álcool, tabaco, e frutas) e de produção animal (carne bovina, carne de frango, e couro). Para atender a essa demanda, têm-se feito grandes mudanças nos sistemas de produção da agricultura na maioria dos países desenvolvidos, com operações de colheita e de produção animal que envolvem sistema de produção espacialmente separados. Para produção animal essas mudanças envolvem um aumento no tamanho das unidades de produção, aumento nos atributos tecnológicos, uma correspondente diminuição de mão-de-obra humana, aumento de animais confinados, e uma tendência geral para monocultura ou sistemas de produção especializados (HOGBERG et al., 2005). Nos Estados Unidos por exemplo, os números para bovinos de corte, leite, suínos, e aves aumentaram de 10 a 30% desde 1990, enquanto o número de fazendas/granjas onde estes animais estão concentrados diminuiu de 40 a 70% (GARDNER, 1998). Essa intensificação tem sido dirigida por uma grande demanda por produtos animais de qualidade melhorada (LANYON, 2000).

Nos anos 90, houve um similar crescimento no número de animais nos sistemas de produção em certas regiões do Brasil. De fato, entre 1993 e 2003 houve um aumento de 33% no número total de animais no Brasil (Figura 2.2) (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2003). A maior parte desse aumento ocorreu no Sul do Brasil (Figura 1), onde

43 e 49% da produção nacional de suínos e aves está localizada. Embora os bovinos de corte compreendam o maior rebanho do Brasil (196 milhões de cabeças), o dejetos desses animais não é uma fonte rica em nutrientes manejáveis como é o dejetos de suínos e aves. Enquanto a produção de carne é baseada em pastejo em sistema intensivo, onde os dejetos ficam depositados no próprio pasto, os suínos e aves estão confinados ou abrigados em sistema intensivo, produzindo grande quantidade de dejetos em áreas localizadas (SEGANFREDO, 2000; MIRANDA; ZARDO; GOSMANN, 1999). O grande aumento no tamanho e no número de animais nos sistemas de produção conduz a um aumento total no potencial para impactos ambientais, em função da entrada de nutrientes na alimentação animal das áreas de produção de grãos, o que gera um excesso localizado de dejetos ricos em nutrientes (CROMWELL, 2005; PATTERSON; MOORE JUNIOR; ANGEL, 2005). A seguinte discussão, conseqüentemente, será limitada ao manejo de dejetos dos sistemas de produção de suínos e aves, e às melhores práticas de manejo que estão disponíveis para minimizar o potencial de perdas de nutrientes do solo para água.

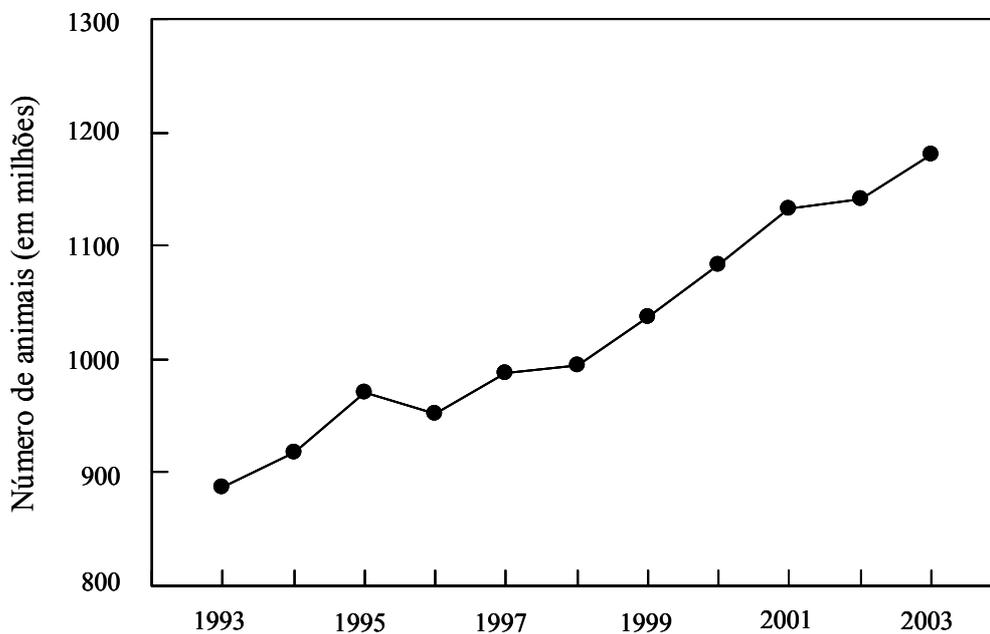


Figura 2.2 – Número de animais no Brasil, incluindo: gado de corte, caprinos, cavalos, aves, e suínos (Fonte: IBGE, 2003)

2.2.1.2 Produção de dejetos e fósforo

Utilizando-se o número estimado de animais no Brasil pela recente pesquisa reportada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2003), foram calculadas as quantidades de dejetos produzidas pelo peso médio representativo dos suínos e aves e produção de suas excretas (Tabela 2.1). O peso médio de 100 kg por suíno (DIESEL et al., 2002) e 1,3 kg por ave (KELLOGG et al., 2000) foram utilizados. As produções diárias de 4,9 kg de dejetos por suíno e 0,055 kg de dejetos por aves foi obtida através de pesquisas conduzidas por (DIESEL; MIRANDA; PERDOMO, 2002) e (KELLOGG et al., 2000). Finalmente, análises químicas de dejetos representativos realizadas por Konzen (2003a), mostraram que a concentração total de P no dejetos é em média 40 e 24 g P kg⁻¹ para os dejetos de suínos e aves respectivamente (Tabela 2.1).

Tabela 2.1 – Número de suínos e aves, peso vivo, manure produção e conteúdo de P no dejetos usado na determinação do balanço de P para as regiões do Brasil

Variáveis	Suínos	Aves
Peso vivo médio, kg †	100	1,3
Ciclo de vida, dias ‡	365	180
Produção de dejetos		
kg de dejetos por 1000 kg animal ⁻¹ dia ⁻¹ ¶	49	36
kg dejetos animal ⁻¹ dia ⁻¹	4,90	0,055
kg dejetos animal ⁻¹ ano ⁻¹	1789	9,9
Massa seca do dejetos, % §	10	35
P total do dejetos, g P kg dejetos ⁻¹ §	40	24
P produzido no dejetos, kg P animal ⁻¹ ano ⁻¹	72	0,24

† Peso vivo médio para suínos e aves Diesel (2002) e Kellogg et al. (2000), respectivamente.

‡ Número de dias em um ano que o animal produz dejetos.

¶ Produção de dejetos por unidade de peso de suínos Diesel (2002) e aves Kellogg et al. (2000).

§ Composição do dejetos Konzen (2003a).

É claro que, o peso, a produção de dejetos, e o conteúdo de P no dejetos irão variar extremamente com a idade, dieta e espécie dos animais. A concentração de P no dejetos também é influenciada pelo seu tratamento nas instalações (ex. pela quantidade de água usada na limpeza e pelo derramamento de água dos bebedouros), e também pelo subsequente armazenamento do dejetos e a separação de sólidos e líquidos, o que será discutido mais adiante. Entretanto, os valores médios do peso animal, produção de dejetos, e concentração de P no dejetos que são apresentados na Tabela 2.1 e usados para uma estimativa regional do balanço de P no dejetos, são similares aos valores encontrados em outras partes do mundo, como reportado por Beegle (2002), Cromwell (2005), Patterson; Moore Junior; Angel, (2005), e Kleinman et al. (2005). Por exemplo, Sharpley e Moyer (2000) encontraram uma concentração média de fósforo de 32 g kg^{-1} para dejetos suíno (variando entre 23 a 39 g P kg^{-1}); e 28 g P kg^{-1} para dejetos de aves (variando entre 20 a 36 g P kg^{-1}). A similaridade da produção de dejetos e estimativa da composição do Brasil e de outras partes do mundo, leva à sustentação e credibilidade das quantidades de P calculadas no dejetos em uma base regional usando-se os valores da Tabela 2.1.

Baseando-se nos números de animais de suínos e aves em 2003 (IBGE, 2003), um total de 65 milhões de toneladas de dejetos suíno e de aves foi estimado como sendo produzidos no Brasil. As regiões Sul e Sudeste (com 40 milhões de toneladas) representaram 62% do total nacional. Para todo o país, foram estimados 2,49 milhões de toneladas de P produzidos nos dejetos dos suínos e aves (Figura 2.3). Em uma base regional, pode ser observado por essa figura, que a maior parte do dejetos de suínos e aves é produzida nas regiões Sul (1,08 milhões de toneladas de P) e Sudeste (0,45 milhões de toneladas de P), as quais são ambas de menor área (577 e 927 km^2 , respectivamente) em relação às outras regiões (Norte, $3.869.637 \text{ km}^2$; Nordeste $1.561.177 \text{ km}^2$; e Centro-Oeste $1.612.077 \text{ km}^2$; Figura 2.1).

Para se colocar esta acumulação de P nos dejetos de suínos e aves em perspectiva em termos de produção anual das culturas e das exigências de P, comparou-se o P do dejetos com o uso do P como fertilizante usado em terras cultivadas no Brasil (Figura 2.3). A quantidade de fertilizante aplicada na produção em larga escala de culturas comerciais em 2003 foi obtida pela POTAFOS (2005). Para o país inteiro, observou-se que havia 1,67 vezes mais P produzido nos dejetos de suínos e aves (2,49 milhões de toneladas) do que utilizado como fertilizante (1,49 milhões de toneladas) (Figura 2.3). Em uma base regional, somente a região Centro-Oeste utilizou uma maior quantidade de P como fertilizante em 2003 do que foi produzido nos dejetos

de suínos e aves. Na região Sul, 2,6 vezes mais P foi produzido anualmente como dejetos (1,08 milhões de toneladas) do que utilizado como fertilizante (0,42 milhões de toneladas). Se o P usado como fertilizante fosse substituído por dejetos suíno e de aves, o grande excesso de P seria claramente significativo para o meio ambiente. Supondo que o uso de P como fertilizante representa o adicionado em doses ótimas para suprir a necessidade das culturas e também considera o P que é fixado pelo solo em formas indisponíveis para absorção pelas plantas, a produção de dejetos suínos e de aves representa um excesso anual de 0,66 milhões de toneladas de P somente na região Sul. Mesmo que o uso do P como fertilizante subestime as exigências para as culturas em 20%, haverá 0,56 milhões de toneladas em excesso de P como dejetos anualmente nas regiões Sul e Sudeste.

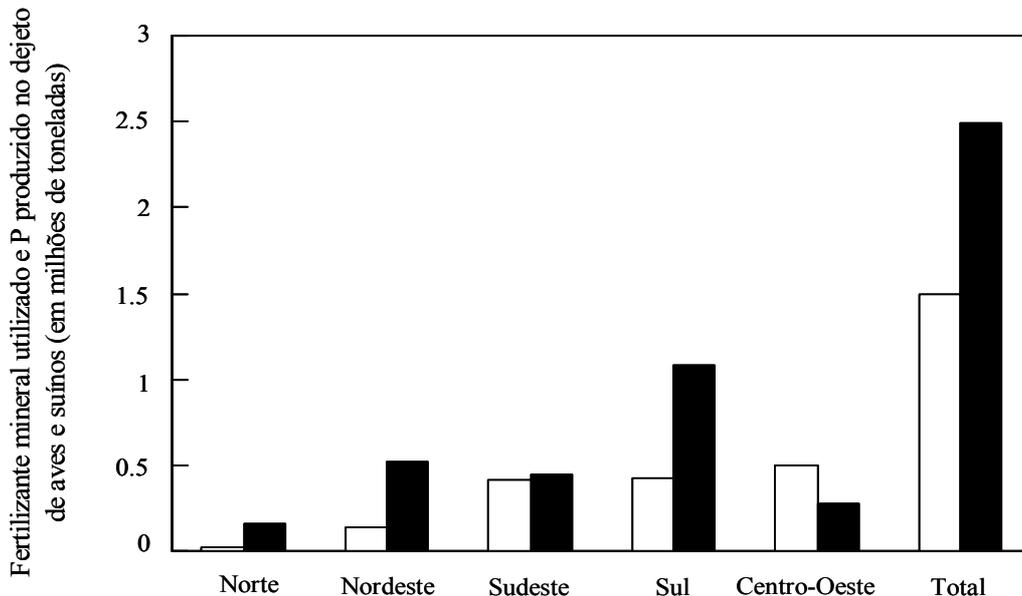


Figura 2.3 – Quantidade de P utilizado como fertilizante mineral e P produzido no dejetos de aves e suínos por região do Brasil no ano de 2003. Dados sobre os fertilizantes minerais adaptados da POTAFOS (2005)

Estes cálculos foram feitos, e essas aproximações foram apresentadas para se destacar o fato de que, como nos Estados Unidos e na Europa, existe um potencial para que o P seja rapidamente acumulado em níveis que são muito maiores do que a necessidade das culturas em certas regiões do Brasil. A não ser que medidas sejam desenvolvidas e implementadas para a utilização de dejetos o mais breve possível, repetidos excessos anuais irão criar um problema cada vez mais difícil para se resolver. Outra vez, neste trabalho foi dado enfoque nas operações

de suínos e aves, uma vez que o dejetos produzido é concentrado pelo confinamento animal, sendo dessa forma, um recurso manejável.

2.2.1.3 Utilização de dejetos nos sistemas de produção

Como os animais utilizam ineficientemente o P proveniente de sua alimentação (somente 30% é retido), a maioria do P que entra nas operações animais termina no dejetos, que geralmente é aplicado à terra muito próxima de onde o dejetos é produzido. Devido a alta concentração de nutrientes e matéria orgânica do dejetos, quando aplicado à terra, este pode se tornar um valioso recurso para melhoria da estrutura do solo e aumentar a cobertura vegetal, reduzindo desse modo o potencial de perda por enxurrada superficial e pela erosão. Entretanto, os criatórios de suínos e aves nas regiões Sul e Sudeste do Brasil são tipicamente pequenas propriedades, onde a produção de P no dejetos é muito maior do que a capacidade de utilização das propriedades (OLIVEIRA, 2004). Além disso, essas propriedades não têm a infra-estrutura necessária para armazenar, tratar e redistribuir os dejetos. Isso leva a um rápido acúmulo de P na propriedade a níveis que estarão em excesso para as exigências das culturas da fazenda ou até mesmo da região (KELLOGG et al., 2000; LANDER; MOFFITT; ALT, 1998). Também, o dejetos freqüentemente é aplicado em doses para atender aos requerimentos de N das culturas. Esse fato freqüentemente resulta em análises de solo com P acima das quantidades suficientes para o rendimento ótimo de colheita, o que pode aumentar o potencial de perda de P na superfície e em subsuperfície (HART; QUIN; NGUYEN, 2004; HAYGARTH et al., 1998; WITHERS; LORD, 2002).

Embora o elevado preço de fertilizantes minerais nos últimos anos esteja estimulando os fazendeiros a uma melhor utilização dos dejetos, ainda existe uma lacuna na sustentação técnica e econômica de modo que esta possa ser realisticamente atingida (NONES et al., 2002; SEGANFREDO, 2001a). Conseqüentemente, atualmente o potencial de poluição do dejetos não é convertido em produtividade (HOFFMANN et al., 2001; VIEIRA et al., 2002).

Nos Estados Unidos, isto tem conduzido a Agência de Proteção Ambiental (EPA) e ao Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA) a planejar uma estratégia comum para o manejo sustentável de nutrientes para as operações animais concentradas (U.S. DEPARTMENT OF AGRICULTURE E ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 1999). Esta estratégia propôs uma variedade de medidas voluntárias e regulatórias, por meio das

quais, todas as fazendas/granjas desenvolvam e implementem um plano de manejo de nutrientes, uma importante medida que esboça como doses aceitáveis de aplicação de P como fertilizante mineral ou dejetos será determinada. Em vários países, as agências encarregadas pelo desenvolvimento dessas estratégias vêm desafiando a comunidade científica para que seja fornecida liderança técnica na determinação de como e de onde as perdas de P ocorrem, e as opções de manejo para diminuição destas perdas.

Nos Estados Unidos e na maioria dos países europeus, têm sido decretadas legislações para exigir que os fazendeiros implementem um plano de manejo que permita o uso sustentável de nutrientes do dejetos e que proteja o meio ambiente (U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2000; 2004). Entretanto, somente recentemente que o Governo Brasileiro tem começado a atentar para o desenvolvimento de normas no manejo de nutrientes e dejetos, para a adoção de incentivos, e penalidades para as infrações relacionadas à produção agrônômica e qualidade ambiental (DIESEL; MIRANDA; PERDOMO, 2002).

2.2.1.4 Resposta agrônômica

As aplicações de fósforo nos sistemas de produção de culturas no Brasil são baseadas na quantidade de P disponível para planta no solo, sendo estimadas por curvas de respostas que consideram a melhor dose para a eficácia agrônômica para cada nível de P no solo (muito baixo, baixo, médio, alto, muito alto), sendo recomendadas por análises de solo (sendo os métodos Mehlich-1 e o método da resina os mais comuns).

Os primeiros estudos no Brasil sobre o valor agrônômico dos dejetos suínos e a influência de sua aplicação avaliando-se a produção de pasto nativo, foram realizados na Universidade Federal de Santa Maria, durante os anos de 1998 e 1999 (KONZEN, 2003b). Com a aplicação do dejetos na dose de $20 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ em pasto nativo, observou-se um incremento na produção de massa seca de 21 a 204% comparados com pastos não tratados. Aplicando-se $40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ houve um incremento de produção de massa seca de 32 a 307% (KONZEN, 2003b). Incrementos similares na produção de massa seca (156%) em *Brachiaria brizantha* cv. Marandu também foram observados na Universidade Federal de Goiás comparando-se um controle (sem fertilização) com a aplicação de diferentes doses de dejetos suíno (BARNABÉ, 2001).

A aplicação de dejetos suínos também pode beneficiar a produtividade da pastagem para pastejo animal. Por exemplo, a produtividade de 78 ha cultivados com *Brachiaria brizantha* cv. Marandu após a aplicação de $180 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos suíno parcelados em seis aplicações anuais por cinco anos, foi avaliada por Konzen (2003b) em uma fazenda localizada em Rio Verde, Goiás. Observou-se que, após o quarto ano, foi possível manter 3,8 U.A por hectare em um sistema de pastejo intensivo.

Tem-se pouca informação detalhando os efeitos da aplicação dos dejetos nas propriedades do solo relacionadas ao Brasil. Para os efeitos benéficos da aplicação de dejetos no solo no status de nutrientes, na fertilidade em geral, e na estrutura do solo, recomenda-se a leitura das revisões de Mullins; Joern; Moore Junior (2005) e Sharpley et al. (1998). Vieira et al. (2000), avaliando os efeitos das aplicações sucessivas de dejetos suíno nas propriedades químicas de um solo sob pasto nativo por 4 anos, com aplicações de 20 e $40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, observaram um incremento de 1,0 e 3,3% no C total (na profundidade de 0-20 cm). Claramente, os dejetos podem ser uma fonte importante de P para os fazendeiros quando as aplicações são baseadas na resposta agrônômica e nos objetivos de rendimento da colheita. Se cuidadosamente manejados, os dejetos também podem ser uma importante fonte para melhoria da estrutura do solo e para o incremento da cobertura vegetal, melhorando desse modo a qualidade da água pela redução da enxurrada e da erosão. Por exemplo, McDowell e McGregor (1984) observaram que a aplicação de P (30 kg P ha^{-1}) em solo cultivado com milho em plantio direto diminuiu o P na enxurrada em $1,8 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, devido ao incremento da cobertura vegetal pela aplicação de P; e quando não houve aplicação de P observou-se uma perda de $2,0 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Também, a aplicação de dejetos de gado de leite e aves em baixas doses ($<50 \text{ kg ha}^{-1}$) causa benefícios físicos para a superfície do solo, diminuindo o potencial de perda de P (McDOWELL; SHARPLEY, 2003).

2.2.1.5 Resposta ambiental

O dejetos animal é tipicamente aplicado ao solo para o suprimento de nutrientes necessário para o crescimento das culturas, mas a taxa de N e P no dejetos (tipicamente 4:1) não é relativamente balanceada para a necessidade das culturas (tipicamente 8:1). Desta forma, a aplicação de dejetos para atender as necessidades das culturas resulta em excesso de aplicação e acúmulo de P nos solos, e subsequentemente elevadas concentrações de P na enxurrada

(SHARPLEY, 1995). Historicamente, pensava-se que a contaminação de águas superficiais estava associada primeiramente à erosão. Como a aplicação de fósforo em excesso para os requerimentos da colheita é contínua, deste modo os solos tornam-se saturados e a perda de P por enxurrada pode ocorrer independentemente da erosão (CARPENTER et al., 1998; DANIEL; SHARPLEY; LEMUNYON, 1998; SEGANFREDO, 2001b).

O objetivo final do manejo agrícola e ambiental do P é o de balancear as entradas de P nas fazendas com a saída nos produtos, de tal forma que não ocorra excesso de P aplicado e as concentrações de P no solo sejam mantidas em um nível ótimo para a performance agrônômica e mínimo para os impactos ambientais. Entretanto, quando a aplicação de dejetos e nutrientes são baseadas nas implicações ambientais e não nas respostas agrônômicas, ocorre uma tendência para mudanças principais no manejo agrícola para que não haja impactos econômicos negativos; sendo assim necessário explorar reparos temporários ou a curto prazo.

Uma das questões críticas e não resolvida sobre a utilização de dejetos é a definição da quantidade de dejetos que pode ser aplicada para uma cultura específica para atender os objetivos de rendimento da colheita. As recomendações agrônômicas para aplicações de P são feitas baseadas nas análises de P do solo, utilizando-se métodos adaptados para cada região, tipo de solo e cultura. Entretanto existem poucas informações para basear a aplicação de dejetos se a resposta ambiental for de interesse (SEGANFREDO, 2001b). Basicamente, dois fatores podem exacerbar o potencial de degradação ambiental pela produção intensiva de suínos e aves no Brasil. Primeiramente estas granjas estão concentradas estrategicamente nas bases dos rios Paraná e Uruguai, localizadas em uma área geograficamente pequena da região Sul do Brasil (OLIVEIRA, 2004). O potencial para ocorrência de problemas com P relacionados à qualidade de água nas regiões Sul e Sudeste do Brasil é agravado pelo fato dessas regiões serem típicas de alto índice de pluviosidade (90 a 250 cm ano⁻¹; Figura 2.1) e formações onduladas. Segundo, estas propriedades estão compreendidas principalmente por pequenos produtores que não possuem suporte técnico ou financeiro para a introdução de tecnologias avançadas para o tratamento de dejetos ou de medidas de conservação que minimizem os impactos ambientais. Sendo assim, há necessidade de se ajustar programas de incentivo para o manejo de nutrientes por meio de esforços conjuntos da comunidade produtora, indústria animal e o governo, para facilitar o uso ambiental sadio de P no dejetos, ao invés de se tratar esse problema como simplesmente de eliminação de rejeitos. Para colocar essa situação em uma perspectiva diferente, o poder poluidor

do dejetos suíno é maior que os despejos humanos. Utilizando-se o conceito de equivalência populacional, um suíno produz a mesma quantidade de dejetos que 3,5 pessoas (DIESEL; MIRANDA; PERDOMO, 2002). Sendo assim, uma granja com 600 animais produz a mesma quantidade de P como dejetos se comparado a uma cidade com 2.100 pessoas.

2.2.2 Fatores que controlam o transporte de P na enxurrada

O transporte de P pode ocorrer por enxurrada superficial e por fluxo subsuperficial. Na realidade esse são processos muito dinâmicos. Por exemplo, o fluxo superficial ou por terra pode infiltrar-se no solo durante o movimento declividade abaixo, mover-se lateralmente, e reaparecer como fluxo superficial. Os principais fatores que influenciam nas perdas de P em ambos processos, superficiais e subsuperficiais, encontram-se resumidos na Tabela 2.2.

Tabela 2.2 – Fatores que influenciam as perdas de P de bacias hidrográficas agricultáveis e seus impactos na qualidade da água

Fatores	Descrição
<i>Manejo do local</i>	
P no solo	Com o incremento de P no solo, as perdas de P superficiais e subsuperficiais aumentam.
P aplicado	Quanto mais P aplicado (como fertilizante mineral ou dejetos), maior o risco de perdas de P.
Método de aplicação	As perdas de P aumentam na ordem: injeção subsuperficial, aração com trator morro abaixo, e aplicação superficial sem incorporação.
Intervalo entre aplicação e chuva	Quanto mais rápido chover após a aplicação de P, maior o risco de perdas de P.
Fontes de P	O P em alguns fertilizantes e dejetos é mais solúvel que em outros, e dessa forma mais suscetíveis a perdas.
<i>Transporte</i>	
Erosão	A perda de P total é fortemente relacionada com a erosão.
Enxurrada superficial	A água tem que se mover na superfície do solo para o movimento do P.
Fluxo subsuperficial	Em solos arenosos, orgânicos, ou saturados por P, o P pode ser lixiviado.
Textura do solo	Tem influência nos fluxos superficiais e subsuperficiais.
Conexão com o corpo d'água	Quanto mais perto do corpo d'água, maior a chance do P atingir o mesmo.
Efeitos do canal	Material erodido e associado ao P pode ser depositado e resuspenso com a mudança no fluxo do corpo d'água. P dissolvido pode ser sorvido e desorvido pelos sedimentos do canal de água.
Proximidade da água vulnerável ao P	Alguns corpos d'água são mais próximos e assim mais vulneráveis que outros.

As perdas de P na enxurrada pela agricultura ocorre nas formas dissolvidas e ligadas aos sedimentos (Figura 2.4). O P do sedimento inclui P associado às partículas do solo e material orgânico erodido durante eventos de fluxo, e constituem de 60 – 90 % do P transportado na enxurrada superficial da maior parte das terras cultivadas (CARPENTER et al., 1998; SIMS; KLEINMAN, 2005). A enxurrada superficial proveniente de solos com pastagem, floresta ou solos não cultivados carregam pouco sedimento, e conseqüentemente geralmente é dominado por P dissolvido (até 80% de P) (SMITH et al., 1991; HART; QUIN; NGYEN, 2004). Sendo assim, o controle da erosão é de principal importância na minimização das perdas de P de terras agricultáveis. Entretanto, esse fato não deve ser suficiente por si só. O P dissolvido é originado pela liberação de P do solo, plantas, fertilizantes minerais ou dejetos aplicados (Figura 2.4). A liberação do P ocorre quando a água de chuva ou irrigação interage com uma fina camada da superfície do solo (1 a 5 cm) e com material vegetal deixado no campo (SHARPLEY, 1985). Enquanto o P dissolvido é imediatamente disponível para absorção biológica, o P do sedimento não é prontamente disponível mais pode ser uma fonte de P para algas a longo prazo (SHARPLEY, 1993).

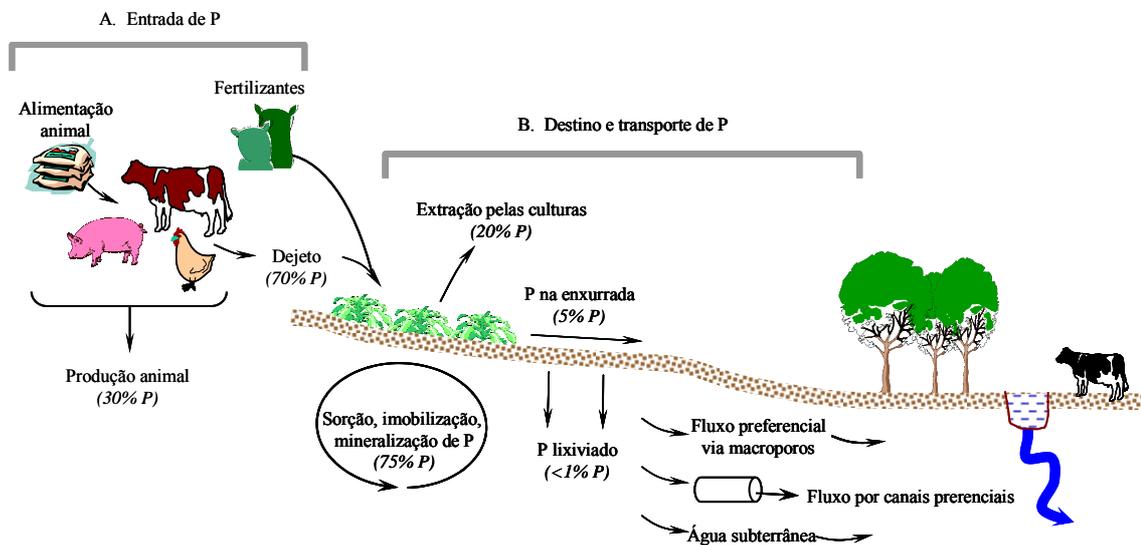


Figura 2.4 – Fatores que afetam a entrada, o transporte e o destino do P em sistemas agrícolas. Os números em parênteses são baseados em aproximações das entradas de P pela alimentação animal e fertilizantes em fazendas e pela saída de P na produção animal (A) e o dejetos e seu destino no solo, culturas, e transporte na enxurrada (B). Adaptado de Howarth et al. (2000) e Sims e Sharpley (2005)

Geralmente, as perdas de P na enxurrada superficial é muito maior que as perdas por fluxo subsuperficial, e é dependente da dose, tempo e método de aplicação do P, forma do fertilizante ou dejetos aplicados, volume e ocorrência das chuvas após a aplicação, e cobertura vegetal (ANDRASKI; BUNDY; KILIAN, 2003; SHARPLEY; REKOLAINEN, 1997). Entretanto, perdas de P por lixiviação podem ocorrer em solos arenosos, orgânicos ou turfosos com baixa capacidade de adsorção de P; e em solos com preferência substancial de fluxo por macroporos (DJODJIC; ULEN; BERGSTROM, 2004; SIMS; JOERN; SIMARD, 1998; VAN ES; SHINDELBECK; JOKELA, 2004) (Figura 2.4). Ainda assim, as perdas de P são freqüentemente agronomicamente pequenas, (geralmente $< 2 \text{ kg P ha}^{-1}$), representando uma proporção pequena do P aplicado por fertilizantes ou dejetos (geralmente $< 5\%$; Figura 2.4). A absorção de P e a remoção pela colheita varia de 10 a 30% do P aplicado (em média 20%) (Figura 2.4) devido a rápida sorção do P pelo Al, Fe e Ca no solo e retardada reversibilidade desse processo.

No Brasil, a predominância de Latossolos, ricos em complexos amorfos de Al e Fe, adsorvem fortemente grandes quantidades de P (FONTES; WEED, 1991; NOVAIS; SMYTH, 1999). Estes solos ocupam as principais áreas já desenvolvidas para uso agrícola, e são extremamente importantes para produção animal e de culturas, e de total viabilidade econômica para a agricultura brasileira (FONTES, 1996). Isto sugere que o principal mecanismo de perdas de P provenientes desses Latossolos estão ligados ao sedimento na enxurrada superficial. Este fato tem importantes implicações para o tipo de medidas necessárias voltadas para os problemas de P relacionadas com a qualidade ambiental. Entretanto, a quantidade de P perdido necessária para causar problemas de qualidade da água é muito pequena quando comparada com as quantidades requeridas para as culturas ou contida nas aplicações típicas de P por meio de dejetos ou fertilizante. Por exemplo, concentrações na água de um lago acima de $0,025 \text{ mg L}^{-1}$ geralmente aceleram o processo de eutrofização (Tabela 2.3; VON SPERLING, 1996). Esses valores estão em uma ordem de magnitude abaixo das concentrações críticas na solução do solo para o crescimento das plantas ($0,2$ a $0,3 \text{ mg L}^{-1}$), enfatizando a disparidade entre a concentração crítica do lago e as concentrações de P no solo.

Tabela 2.3 – Concentrações aproximadas de P total na superfície de corpos d'água que define o status trófico (VON SPERLING, 1996)

Status trófico	Concentração de P total no corpo d'água mg L ⁻¹
Ultraoligotrófico	<0,005
Oligotrófico	<0,010 – 0,020
Mesotrófico	0,010 – 0,050
Eutrófico	0,025 – 0,100
Hipereutrófico	>0,100

As perdas de P tanto superficiais como subsuperficiais, têm sido relacionadas com o conteúdo de P na superfície dos solos pelas análises de solo para P (MCDOWELL; SHARPLEY, 2001; SIMARD; BEAUCHEMIN; HAYGARTH, 2000). Sendo assim, análises convencionais de solo para P têm sido utilizadas para se estimar o potencial do solo no enriquecimento de P na enxurrada (ANDRASKI; BUNDY; KILIAN, 2003; DAVEREDE et al., 2003; POTE et al., 1996; TARKALSON; MIKKELSEN, 2004a; TORBERT et al., 2002). Embora os métodos atuais de análise de solo para P utilizados no Brasil (resina e Mehlich-1) tenham sido desenvolvidos para estimar a disponibilidade de P no solo para as plantas, é provável que estes também possam ser usados como indicadores do potencial de perdas de P. Por exemplo, diversos estudos têm mostrado que as concentrações de P na enxurrada podem ter correlações próximas relacionadas com P extraído do solo por Mehlich-1 (BECK et al., 2004; NAIR et al., 2004; SHARPLEY, 1995).

A enxurrada superficial geralmente ocorre somente em áreas limitadas da bacia hidrográfica onde há fonte de P. Essas áreas variam rapidamente no tempo, expandindo-se e contraindo-se rapidamente durante uma tempestade em função da intensidade e duração das chuvas, condições de umidade antes das chuvas, temperatura, solo, topografia, água subterrânea e as condições de umidade da bacia hidrográfica como um todo. Pelo fato da enxurrada superficial ser o principal mecanismo pelo qual o P e o sedimento são exportados pela maioria das bacias hidrográficas, é claro que a exportação de P pela água será insignificante se a enxurrada superficial não ocorrer. Sendo assim, as considerações em relação de como a água se move e onde a enxurrada superficial ocorre, são críticas para uma compreensão mais detalhada do transporte de P de uma bacia hidrográfica. De maneira geral, as áreas críticas para perda de P

ocorrem onde altas quantidades de P (P do solo e P aplicado) coincidem com áreas de alto potencial de transporte. Pesquisas na região Nordeste dos Estados Unidos mostram que essas áreas críticas representam < 20% da área da bacia hidrográfica, mas estas podem contribuir com a maior parte (>80%) do P exportado pela bacia hidrográfica (GBUREK; SHARPLEY, 1998; PIONKE; GBUREK; SHARPLEY, 2000). Espera-se que no Brasil, uma área similarmente pequena, mais crítica de uma bacia hidrográfica contribua com a maioria do P exportado.

2.2.3 Medidas corretivas

As medidas corretivas devem começar com um objetivo a longo prazo para aumentar a eficiência do uso de P tentando balancear as entradas e as saídas de P dentro de uma bacia hidrográfica, melhorando simultaneamente o manejo do solo, do dejetos, e de fertilizantes minerais (Figura 2.5). Existem diversas medidas que podem ser utilizadas para redução da perda de P pela enxurrada na agricultura. Estas medidas apontam o controle da perda de P diminuindo-se as fontes de P que poderiam ser transportadas na enxurrada, e o potencial para o transporte (ex. enxurrada e erosão) (Tabela 2.4). Como as operações dos suínos e aves têm conduzido a um desequilíbrio potencial de P na região Sul do Brasil, a seguinte discussão terá um enfoque nestes tipos de operações animais.

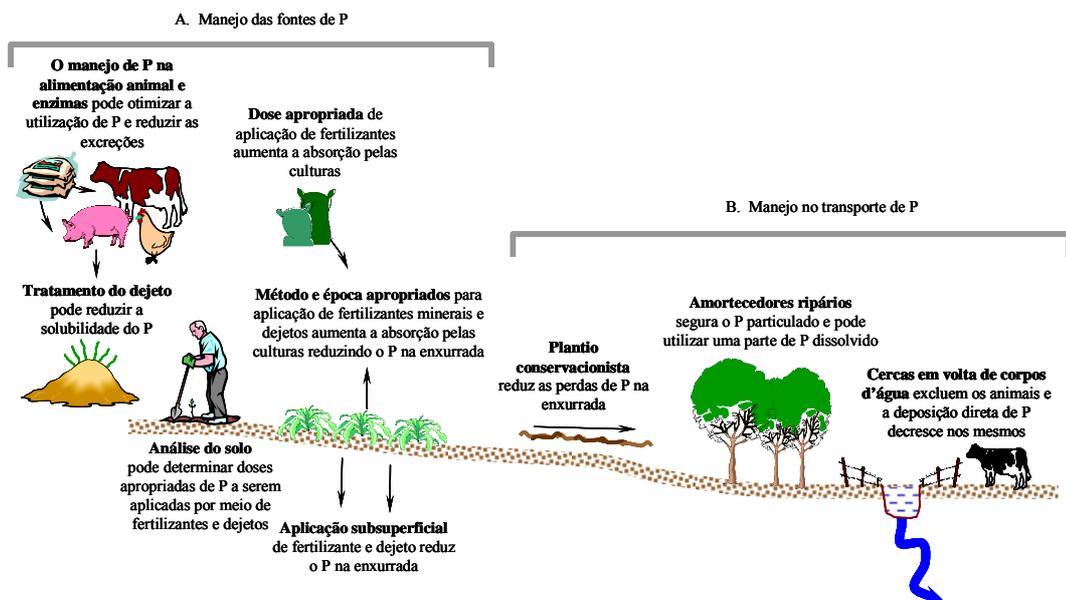


Figura 2.5 – O manejo de fontes (A) e transporte (B) de P nas fazendas

Tabela 2.4 – Melhores práticas de manejo para o controle de fontes difusas de P da agricultura

(continua)

Fonte MPMs – práticas que minimizam a perda de P na origem

- Tentativas de combinar as exigências animais de P com a alimentação
- Adição de enzimas que aumentam a utilização animal de P
- Análise do solo e do dejetos para otimizar o manejo do P
- Tratamento físico do dejetos para separar os sólidos do líquido
- Tratamento químico do resíduo para diminuir a solubilidade do P
- Tratamento biológico do resíduo
- Calibração dos equipamentos aplicadores de fertilizantes e dejetos
- Aplicar doses apropriadas de P
- Usar o método apropriado de aplicação
- Planejar cuidadosamente o período de aplicação de P para evitar chuvas fortes eminentes
- Fazer compostagem do dejetos para promover uso alternativo
- Minar P de solos elevados em P com determinadas culturas e gramíneas

Transporte MPMs - práticas que minimizam o transporte de P

- Minimizar a erosão, enxurrada e lixiviação
- Usar culturas de cobertura para proteger a superfície do solo da erosão
- Instalar filtros de tira e outros amortecedores para segurar o P erodido e dispersar a enxurrada
- Manejar zonas ripárias, caminhos de água cultivados com gramíneas e terras encharcadas para segurar o P erodido e dispersar a enxurrada
- Instalar cercas para afastar os animais dos corpos d'água
- Instalar e manter lagoas pequenas de retenção para prender o sedimento e o P

Fonte e transporte MPMs – sistemas alternativos para minimizar as perdas de P

- Manter os resíduos das culturas e reduzir o revolvimento do solo para minimizar a erosão e a enxurrada
- Manejar um pastejo sustentável para minimizar a erosão a enxurrada
- Instalar e manter sistemas de manipulação do dejetos (casas/lagoas)
- Implementar um plano de manejo de nutrientes para os fazendeiros

Tabela 2.4 – Melhores práticas de manejo para o controle de fontes difusas de P da agricultura

(conclusão)

Tratamento dos corpos d'água MPMs – práticas designadas para corrigir problemas associados ao excesso de P na água

- Remover os sedimentos ricos em P dos corpos d'água
 - Inativar o P do sedimento pela adição de Al
 - Aerar o meio para minimizar as condições redutoras, o que favorece a liberação do P do sedimento
 - Incentivar o crescimento vegetativo em zonas litorais para diminuir a mistura da coluna d'água, que traz o P liberado do sedimento para zona superficial dos corpos d'água
 - Remover a vegetação aquática
-

2.2.3.1 Manejo das fontes

O manejo das fontes tem como objetivo minimizar o acúmulo de P do solo acima dos níveis para crescimento ótimo das culturas, limitando a quantidade de P no dejetos que deve ser aplicado a terra, e controlando a quantidade de P que é aplicado em uma área localizada. Existem diversas técnicas que podem ser utilizadas, descritas a seguir: (1) manipulação da ingestão de P na dieta animal, (2) controle dos suplementos orgânicos e protéicos que contenham P, (3) utilização de aditivos enzimáticos para a alimentação animal, (4) utilização de milho híbrido com menos P-fitase, (5) determinação do conteúdo de P tanto do dejetos como do solo antes de sua aplicação, (6) utilização de esterco comercialmente disponíveis, (7) tratamento físico do dejetos para separar sólidos dos líquidos, (8) facilitar o transporte do dejetos de áreas onde há excesso para áreas em déficit, (9) utilização de métodos inovativos para o transporte do dejetos, (10) compostagem do dejetos, (11) utilização do dejetos somente como fonte bioenergética, e (12) manejo cuidadoso do intervalo e método de aplicação do dejetos.

A manipulação da ingestão do P pelos animais irá ajudar no balanço da entrada e saída de P das granjas/fazendas nas operações animais, uma vez que a entrada de P na alimentação é a principal causa do excesso de P. A alimentação de bovinos de corte, aves e suínos com o fornecimento de P além das exigências nutricionais não parece conferir nenhuma vantagem no crescimento, reprodução ou na saúde em geral dos animais, e é de fato excretada (CROMWELL, 2005; NATIONAL RESEARCH COUNCIL, 2001; PATTERSON; MOORE JUNIOR; ANGEL,

2005). Desta forma, as entradas de P devem ser combinadas cuidadosamente de acordo com as exigências animais, o que significa ter mais de um tipo de manejo alimentar, e o nível de P através do ciclo de vida de um animal pode reduzir a quantidade de P excretadas pelos animais (CEROSALETTI; FOX; CHASE, 2004). Por exemplo, Hostetter et al. (2000) indicaram que a introdução dos níveis de P na ração compatíveis com o ciclo de vida de uma porca, decresceu o uso de P na granja em torno de 43% entre 1981 a 1999. Enquanto não houve nenhuma desvantagem para performance da porca, a lucratividade aumentou e houve um aumento dos benefícios para o meio ambiente pela diminuição de P nas excretas (HOSTETTER et al., 2000). Essa redução terá um impacto óbvio no balanço de P da granja pela redução do potencial de acúmulo de P, diminuindo a área de terra necessária para um plano de manejo de P. Por exemplo, Powell; Jackson-Smith; Satter (2002) realizando um levantamento do balanço de P em fazendas de gado de leite em Wisconsin, mostrou que, nas fazendas onde o P no dejetos excedia as exigências da cultura, com a redução de P na dieta dos animais de acordo com o recomendado pelo (NRC) National Research Council, houve uma redução no número de fazendas com contrapeso adicional de P em aproximadamente dois terços.

Além do suplemento inorgânico de P para a alimentação animal, alguns suplementos protéicos podem contribuir com quantidades substanciais de P às dietas animais (NATIONAL RESEARCH COUNCIL, 2001). Os suplementos protéicos comuns variam extremamente no custo e no conteúdo de P (0,3 a 4,7%), e os produtores na maioria das vezes selecionam esses suplementos baseando-se na economicidade, e não no conteúdo de P. Para operações onde existe um excesso no balanço de P, os suplementos protéicos com baixas concentrações de P deveriam ser selecionados. Uma quantidade significativa de P no grão está no fitato, uma forma orgânica de P que é pouco digerida por animais monogástricos como suínos e aves. Dessa forma, é comum que a alimentação animal seja suplementada por formas de P prontamente digeríveis. Essa suplementação contribui para o enriquecimento de P nos dejetos e nas liteiras. Enzimas como a fitase, que desdobra o fitato em formas disponíveis para os animais monogástricos, pode ser adicionada à alimentação animal para aumentar a eficiência da absorção do P do grão por suínos e aves (FEDERATION OF ANIMAL SCIENCE SOCIETIES, 2001). Tais enzimas reduzem a necessidade de suplementação por P na alimentação animal, e também reduzem potencialmente o P total contido no dejetos.

Outra alternativa para o melhor balanceamento das entradas e saídas do P nas granjas, é aumentar a quantidade de P no milho que é fornecido para suínos e aves (CROMWELL, 2005; PATTERSON; MOORE JUNIOR.; ANGEL, 2005). Milhos híbridos estão disponíveis, e estes contêm baixas concentrações de P-fitato indigestível. Suínos e aves alimentados com grãos de milho com “baixo ácido fítico”, excretaram menos P no dejetos (10 - 40%), quando comparados com animais alimentados com variedades convencionais de milho (ERTL; YOUNG; RABOY, 1998). Este estudo também mostrou que, a disponibilidade de P com “baixo fitato” para não ruminantes, quando foi utilizado o milho com alto fósforo disponível, foi de duas a três vezes maior do que a do milho normal. Atualmente, o desafio para os melhoristas de plantas é a incorporação desta característica (baixo fitato) nos híbridos de milho comercial com outras características agronomicamente desejáveis. Combinando-se o uso da fitase como corretivo na alimentação animal com o milho de baixo fitato, isto resultaria em 60% nas reduções de P excretados por suínos (BAXTER et al., 1998).

Os consultores de fazendas/granjas e os planejadores de recursos deveriam recomendar que o conteúdo de P do solo e do dejetos fossem determinados por análises laboratoriais antes da aplicação do dejetos às terras. Sem essas determinações, os criadores e seus consultores tendem a subestimar o valor fertilizante do dejetos e podem conseqüentemente aplicar P em excesso.

Os corretivos comercialmente disponíveis no mercado, tais como o calcário, que são aplicados nos materiais da cama dos animais para redução da volatilização de amônia (NH_3), têm levado a uma melhoria na saúde dos animais e no ganho de peso; estes também podem reduzir a solubilidade do P na cama de aves em várias ordens de magnitude, e diminuir o P dissolvido, metais e concentrações de hormônio na enxurrada superficial (MOORE JUNIOR; DANIEL; EDWARDS, 2000; VADAS et al., 2004). Talvez, um dos benefícios mais importantes do uso de corretivos nos dejetos para as qualidades do ar e da água, seja o aumento proporcionado na relação N:P do dejetos, causado pela redução do P no dejetos e também redução das perdas de N pela volatilização de NH_3 . O aumento da relação N:P do dejetos seria a melhor combinação para as exigências de N e P das culturas.

As operações de suínos e gado de leite comumente confiam no manejo do sistema dos níveis de água para controlar seus dejetos. Enquanto esses sistemas são muito eficientes, grandes volumes de dejetos ricos em sólidos e nutrientes solúveis são produzidos. Como os custos de transporte estão envolvidos nos volumes dos dejetos, o dejetos é usualmente aplicado às terras

próximas às instalações do criatório, resultando na elevação da concentração de P do solo acima dos requerimentos de colheita. A separação dos sólidos e líquidos durante o processo de armazenamento do dejetos, produz uma fração sólida que poderia ser mais facilmente transportada em relação ao volumoso. A separação de sólidos e líquidos também deixa uma grande proporção de N disponível na fração líquida, e uma maior proporção de P fica na fração sólida. Técnicas de coagulação e floculação comumente utilizadas por certos municípios dos Estados Unidos estão sendo utilizadas para resolver tais problemas (TIMBY; DANIEL; MOORE JUNIOR, 2000). Por exemplo, o uso de metais como coagulantes, como o alumínio em combinação com polímeros comerciais (policrilamida), não só multiplica a remoção de sólidos, como também pode reduzir dramaticamente o P solúvel dos efluentes. Entretanto, deve-se lembrar que o tratamento dos dejetos não muda a quantidade total de P que deve ser segurada.

Atualmente, os dejetos raramente são transportados por uma distância maior que 15 km de onde estes são produzidos. Um programa deveria ser estabelecido para facilitar o transporte do dejetos de áreas onde há seu excesso para áreas em déficit. Entretanto, o transporte mandatório de dejetos de uma granja com excesso de nutrientes para as granjas vizinhas, onde os nutrientes são necessários, deve lidar com vários obstáculos significativos. Primeiro, deve ser mostrado que granjas com dejetos rico em nutrientes não são apropriadas para aplicação do dejetos, baseada nas propriedades do solo, exigência de nutrientes da cultura, hidrologia, movimento atual do P, corpos d'água sensíveis. Inversamente, deve ser mostrado que as granjas receptoras são apropriadas para a aplicação dos dejetos. O grande sucesso da redistribuição dos nutrientes do dejetos é de provável ocorrência quando os objetivos gerais de manejo de nutrientes se ajustarem com os governos dos estados suportados pelos consumidores, governo local, comunidade de produtores e a indústria animal envolvida.

A compostagem, outra ferramenta potencial, também deve ser considerada como uma ferramenta de manejo para promover a distribuição dos dejetos. Como há uma grande variedade nos métodos de compostagem, tem-se pouca consistência nas mudanças das formas de P do dejetos durante a compostagem em termos de disponibilidade ou estabilidade. Entretanto, como o volume do dejetos geralmente decresce durante a compostagem, o P torna-se mais concentrado e os custos com transporte são reduzidos.

Existe também um interesse na utilização de parte dos dejetos como fonte bioenergética. Por exemplo, a liteira seca de aves pode ser queimada diretamente, ou ser convertida por métodos

de pirólise em óleos apropriados para geração de energia elétrica. Os dejetos líquidos podem ser digeridos anaerobicamente para produção de metano, que pode ser utilizado como fonte de energia. Como existe uma pequena mudança na quantidade de P total (sendo essa uma parte importante a ser considerada), alguns dejetos para a utilização de energia devem incluir um plano de utilização de resíduos ricos em nutrientes.

Considerações sobre dose, intervalo e método de aplicação podem reduzir o potencial das perdas de P na enxurrada. Como foi mostrado neste trabalho, as perdas de P na enxurrada aumentam com o aumento das doses e frequência de aplicação dos fertilizantes minerais ou de dejetos animais (EDWARDS; DANIEL, 1993; SHARPLEY et al., 1998). Diversos estudos têm mostrado o decréscimo nas perdas de P por enxurrada superficial com o aumento do intervalo entre as aplicações (DJODJIC; ULEN; BERGSTROM, 2000; SHARPLEY, 1997; WESTERMAN; DONNELLY; OVERCASH, 1983). Esse decréscimo pode ser atribuído às reações de P adicionado com o solo e à diluição do P aplicado pela infiltração da água de chuva que não causou enxurrada superficial. Por exemplo, em estudos baseados em trabalhos de campo com simulação de chuva, Sharpley; McDowell; Kleinman (2001) observaram que a concentração de P dissolvido da enxurrada superficial do solo Berks (Typic Dystrachrept) decresceu de 2,75 para 0,40 mg L⁻¹ quando as chuvas ocorreram 35 dias ao invés de 2 dias após aplicação em superfície de 100 kg ha⁻¹ de P na forma de dejetos de ave.

A incorporação do dejetos no perfil do solo tanto pelo preparo do solo como pela aplicação subsuperficial, diminuiu o potencial de perdas de P na enxurrada diminuindo a concentração de P na superfície do solo e reduzindo o volume da enxurrada com P (MUELLER; WENDT; DANIEL, 1984; POTE et al., 1996; TARKALSON; MIKKELSEN, 2004b). A solubilidade relativa do fertilizante fosfatado também pode influenciar na quantidade e na forma de P transportado na enxurrada (HART; QUIN; NGUYEN, 2004). Por exemplo, Sharpley; Syers; Gregg (1978) observaram um ligeiro aumento de P dissolvido perdido na enxurrada após a aplicação de fosfato monocálcico (MCP – o principal componente do superfosfato), aplicados a um pasto permanente na Nova Zelândia (2,80 kg ha⁻¹), comparados com a aplicação de fosfato dicálcico (DCP) (2,17 kg ha⁻¹), sendo esse um fertilizante de lenta dissolução. Essa diferença foi atribuída à dissolução mais rápida do MCP em relação ao DCP na superfície do solo. Entretanto, uma perda apreciavelmente maior do P ligado ao sedimento com DCP (4,92 kg ha⁻¹), em relação

ao MCP ($2,63 \text{ kg ha}^{-1}$), resultou de um incremento de P perdido pelo transporte de formas menos solúveis de partículas de DCP na enxurrada.

2.2.3.2 Manejo do transporte

O manejo do transporte refere-se a esforços para o controle do movimento de P dos solos em localizações sensíveis, tais como corpos d'água (Figura 2.5). A perda de P pela enxurrada superficial e erosão pode ser reduzida pelo plantio direto e manejo dos resíduos de colheita, plantio em faixas, zonas ripárias, terraceamento, cobertura de contorno, cobertura vegetal, lagoas de retenção (Tabela 2.4). Estas práticas tendem a reduzir o impacto das chuvas na superfície do solo, reduzindo o volume de enxurrada e velocidade, e aumentando a resistência do solo à erosão. Técnicas para redução do potencial do transporte incluem: (1) plantio conservacionista, (2) cobertura vegetal, (3) canais com cobertura de grama, (4) terraceamento, (5) proteção do banco de córrego, e (6) áreas alagadas e construção de bacias para sedimento.

Práticas conservacionistas são designadas para reduzir a enxurrada e a erosão associadas às perdas de P. Entretanto, se os dejetos foram aplicados em superfície para manutenção dos resíduos no plantio direto, o potencial para as perdas de P, particularmente na forma dissolvida, pode ser maior do que as perdas provenientes do plantio convencional (GAYNOR; FINDLAY, 1995; SHARPLEY; SMITH, 1994). Sendo assim, a aplicação subsuperficial dos dejetos pela injeção, por exemplo, deve ser considerada como uma parte de manejo conservacionista, particularmente para o plantio direto, com o intuito de minimizar perdas de P por enxurrada. As técnicas de injeção que minimizam o distúrbio da superfície são importantes uma vez que não se tem o aumento de erosão.

As coberturas vegetais servem para proteger a superfície do solo do impacto da gota de chuva, promover a melhoria da infiltração de solos descobertos e segurar as partículas erodidas (SHARPLEY; SMITH, 1991). Em áreas onde o transporte de P dissolvido é de interesse preliminar, a cobertura do solo pode reduzir a enxurrada, e conseqüentemente a carga da enxurrada (massa), mais é improvável de causar impacto do P dissolvido na enxurrada.

Canais de água sob gramado são designados para reduzir a velocidade da erosão do canal. Em alguns casos, uma diversidade de gramas deve ser estabelecida através de uma inclinação para interceptar a enxurrada e quebrar o comprimento eficaz da inclinação (CHOW; REES;

DAIGLE, 1999). Áreas ripárias ou amortecedoras dentro do campo podem reduzir a erosão e perdas de P, assim como também podem aumentar a diversidade de animais selvagens e do habitat aquático (LOWRANCE; LEONARD; SHERIDAN, 1985; PETERJOHN; CORRELL, 1984; UUSI-KÄMPPÄ et al., 2000). Além de agir como amortecedores físicos dos nutrientes ligados ao sedimento, agem como captadores de P para absorção das plantas, resultando em um acúmulo de nutrientes e biomassa a curto e longo prazo (CLAUSEN et al., 2000; JOKELA et al., 2004). Entretanto, a eficiência das áreas de conservação como amortecedores de nutrientes, podem variar significativamente. Por exemplo, a rota e a profundidade do trajeto subsuperficial do fluxo de água entre as áreas ripárias podem influenciar na retenção do nutriente. Sendo assim, essas áreas devem ser cuidadosamente manejadas para que todo seu potencial de retenção e filtração seja eficaz.

Duas práticas de melhor manejo do transporte razoavelmente baratas, associadas com os lotes de alimentação ou áreas de abastecimento são as instalações de calhas direcionadas para baixo em celeiros e vertentes. Esta é uma forma simples de desviar a água limpa da enxurrada, e também de reduzir o volume de enxurrada da água da área. Similarmente, um muro, construído em volta do lado ascendente da inclinação dos lotes de alimentação ou das áreas de abastecimento, pode desviar a água limpa e minimizar o potencial para a enxurrada de P e de erosão.

A proteção do córrego e cerca para animais podem reduzir entradas de partículas erodidas com P e a deposição direta dos dejetos nos córregos, respectivamente. Entretanto, a proteção do córrego e as cercas não tem sido práticas populares adotadas pelos fazendeiros devido ao alto custo, manutenção, e remoção de uma fonte barata e prontamente disponível de água para os animais.

Áreas alagadas ou bases de sedimentos servem para reduzir o P particulado, interceptando o fluxo de sedimento. Certas espécies de plantas de pântanos (ex. *Phragmites* ssp.) podem melhorar substancialmente a eficiência da remoção do P pelo fluxo de superfície.

Apesar dessas vantagens, nenhuma destas medidas devem ser consideradas confiáveis se usadas de maneira geral como as únicas ou preliminares para reduzir as perdas de P na enxurrada proveniente da agricultura. Essas práticas são geralmente mais eficientes na redução do P do sedimento do que do P dissolvido. Também, o P armazenado nos sedimentos dos córregos e rios pode ser uma fonte de P a longo prazo para estes corpos d'água mesmo depois que as entradas

pela agricultura tenham sido reduzidas. Sendo assim, o efeito das medidas corretivas na contribuição dos corpos d'água serão morosas para muitos casos de baixa qualidade da água. Conseqüentemente, uma ação imediata pode ser necessária para reduzir futuros problemas.

2.3 Conclusões

Em uma escala global, as principais mudanças em sistemas de produção de colheita e animal ocorreram nos últimos 10 a 20 anos. As produções de colheita e animal tornaram-se mais intensivas e especializadas para atender a demanda populacional por grãos e proteínas de alta qualidade e baixo custo. Esses sistemas existem agora em áreas espacialmente separadas em função do transporte barato e eficaz, que operam através de regiões e até mesmo através de países. Este fato tem conduzido a uma transferência de sentido único de P de áreas onde os depósitos de rocha fosfatada são minados para áreas de produção de grãos e daí para os animais, onde há um conseqüente acúmulo de P nos dejetos. Como os dejetos são aplicados na terra, o P do solo tem sido elevado a níveis que excedem as exigências das culturas e aumenta o potencial de P na enxurrada. O potencial de perdas de P, e sua associação com problemas da qualidade da água tem sido exacerbado pelo crescimento das operações animais em áreas com inerente baixa produtividade do solo, onde os fazendeiros trocaram a produção de colheita dessas áreas para elevar a produção animal por ser economicamente mais viável (isto é, para poderem continuar vivendo de produção).

O Brasil não é exceção, com a principal proporção de produção de suínos e aves do país atualmente localizadas nas regiões Sul e Sudeste (75%). Foi estimado que esses animais produzem 2,5 milhões de toneladas de P no dejetos por ano, nacionalmente. Embora têm-se muitos estudos sobre os efeitos da aplicação de dejetos e P na fertilidade do solo e produção de culturas, alguns que inclusive foram apresentados nesse trabalho, tem-se pouca informação resultante dos impactos na qualidade da água. Nesta revisão, foi demonstrado que essa informação é necessária para o desenvolvimento de práticas de conservação que irão minimizar o potencial de P na enxurrada nas condições de produção do Brasil. Embora algumas lições possam ser aprendidas em outras regiões do mundo, as práticas de conservação devem ser planejadas para o local.

Existem várias medidas disponíveis para minimização do potencial de perdas de P na enxurrada pela agricultura, que estão relacionados às fontes e transporte de P. As principais medidas que deveriam ser consideradas são as que contemplam o decréscimo do excesso de P em áreas localizadas pela redução de P da dieta, aditivos na alimentação animal que aumentam a utilização de P pelos animais, usos alternativos do dejetos além da aplicação na terra, e o transporte de dejetos para áreas com déficit de P. Outras medidas, que tentam reduzir as perdas de P na enxurrada, fornecerão somente benefícios a curto prazo a menos que os excessos de P sejam diminuídos. Essas medidas incluem o uso de análise de P no solo que consideram o meio ambiente e não só as respostas agronômicas, aplicação de dejetos em doses baseadas no P do solo e exigência da colheita, assim como a adoção de plantio conservacionista e zonas de contenção que limitam a entrada de P associado ao solo nos corpos d'água. Mesmo assim, estas medidas deveriam ser direcionadas às áreas críticas das fontes onde a maior parte da enxurrada é originada. Finalmente, uma infra-estrutura financeira que suporte a execução de medidas corretivas deve ser estabelecida, assim como a disseminação de recomendações para todos os fazendeiros, políticos e público afetados. A questão da qualidade da água é extremamente difícil de ser revertida, e quanto mais houver delongas para se identificar as fontes de P (ex. agricultura, municipal, urbana), mais onerosas serão as medidas corretivas.

Pesquisas para a identificação do P relacionado à agricultura deveria focar quatro áreas em geral: (1) avaliar a extensão de problemas relacionados ao P e qualidade de água – esse é um problema localizado ou difundido?; (2) avaliar o balanço de P das fazendas/granjas (quanto há de entradas de P na alimentação e no fertilizante, menos a saída no produzido) para se determinar a extensão em que os excessos podem ocorrer – este é um pequeno ou grande problema da fazenda/granja?; (3) determinar o nível de P nos solos de área afetadas e o quão fácil esse P é liberado para a água de enxurrada – este é um problema da terra ou do uso?; e (4) avaliar medidas de conservação ou “melhores medidas de conservação” nas perdas de P (ex. plantio conservacionista, amortecedores, e manejo do dejetos) – o que pode ser feito?

Referências

- ANDRASKI, T.W.; BUNDY, L.G. Relationship between phosphorus levels in soil and in runoff from corn production systems. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 32, p. 310-316, 2003.
- ANDRASKI, T.W.; BUNDY, L.G.; KILIAN, K.C. Manure history and long-term tillage effects on soil properties and phosphorus losses in runoff. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 32, p. 1782-1789, 2003.
- BARNABE, M.C. **Produção e composição bromatológica de Brachiaria Brizantha cv. Marandu adubada com dejetos de suínos**. 2001. 60p. Dissertação (Mestrado em Veterinária) – UFG/EV, Goiânia, 2001.
- BAXTER, C.A.; JOERN; B.C.; ADEOLA, L.; BROKISH, J.E. **Dietary P management to reduce soil P loading from pig manure**. Johnston: Pioneer Hybrid International. 1998. p. 1-6. (Annual Progress Report.)
- BECK, M.A.; ZELAZNY L.W.; DANIELS, W.L.; MULLINS, G.L. Using Mehlich-1 extract to estimate soil phosphorus saturation for environmental risk assessment. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 68, p. 1762-1771, 2004.
- BEEGLE, D.B. Soil fertility management. In: MARTZ E. (Ed.). **Agronomy guide 2002**. University Park: College of Agricultural Sciences – The Pennsylvania State University, 2002. p. 18-42.
- BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Agronegócio brasileiro: Uma oportunidade de investimentos**. Brasília, 2004. (MAPA Estatísticas). Disponível em: <http://www.agricultura.gov.br/portal/page?_pageid=33,968707&_dad=portal&_schema=PORTAL>. Acesso em: 9 ago. 2005.
- BURKHOLDER, J.A.; GLASGOW JUNIOR., H.B. Pfiesteria piscicidia and other Pfiesteria-dinoflagellates behaviors, impacts, and environmental controls. **Limnology and Oceanography**, Amsterdam, v. 42, p. 1052-1075, 1997.
- CARPENTER, S.R.; CARACO, N.F.; CORRELL, D.L.; HOWARTH, R.W.; SHARPLEY, A.N.; SMITH, V.H. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. **Ecological Applications**, Ithaca, v. 8, p. 559-568, 1998.
- CEROSALETTI, P.E.; FOX, D.G.; CHASE, L.E. Phosphorus reduction through precision feeding of dairy cattle. **Journal of Dairy Science**, Savoy, v. 87, p. 2314-2323, 2004.
- CHOW, T.L.; REES, H.W.; DAIGLE, J.L. Effectiveness of terraces/grassed waterway systems for soil and water conservation: a field evaluation. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v.54, p. 577-583, 1999.

- CLAUSEN, J.C.; GUILLARD, K.; SIGMUND, C.M.; DORS, K. MARTIN. Water quality changes from riparian buffer restoration in Connecticut. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.29, p. 1751-1761, 2000.
- CROMWELL, G.L. Phosphorus and swine nutrition. In: SIMS, J.T.; SHARPLEY, A.N. (Ed.). **Phosphorus; Agriculture and the environment**. Madison: ASA, 2005. chap.4, p.607-634.
- DANIEL, T.C.; SHARPLEY, A.N.; LEMUNYON, JL. Agricultural phosphorus and eutrophication. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 27, p. 251-257, 1998.
- DAVEREDE, I.C.; KRAVCHENKO, A.N.; HOEFT, R.G.; NAFZIGER, E.D.; BULLOCK, D.G.; WARREN, J.J.; GONZINI, L.C. Phosphorus runoff: Effect of tillage and soil phosphorus levels. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.32, p. 1436-1444, 2003.
- DIESEL, R.; MIRANDA, C.R.; PERDOMO, C.C. **Coletânea de tecnologias sobre dejetos suínos**. Concordia: Embrapa Suínos e Aves; Emater/RG, 2002. 31p.
- DJODJIC, F.; ULEN, B.; BERGSTROM, L. Temporal and spatial variations of phosphorus losses and drainage in a structured clay soil. **Water Research**, Amsterdam, v. 34, p. 1687-1695, 2000.
- DJODJIC, F.; BORLING, K.; BERGSTROM, L. Phosphorus leaching in relation to soil type and soil phosphorus content. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 33, p.678-684, 2004.
- EDWARDS, D.R.; DANIEL, T.C. Runoff quality impacts of swine manure applied to fescue plots. **Transaction of the ASAE**, St. Joseph, v. 3, p. 81-80, 1993.
- ERTL, D.S.; YOUNG, K.A.; RABOY, V. Plant genetic approaches to phosphorus management in agricultural production. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.27, p. 299-304, 1998.
- EVANS, R.; CUFFMAN-NEFF, L.C.; NEHRING, R. **Increases in agricultural productivity, 1948-1993**. Washington: USDA Economic Research Service, 1996. 85p. Updates on Agricultural Resources and Environmental Indicators, 6.
Disponível em: <<http://www.fao.org/countryprofiles/Maps/BRA/06/pp/index.html>>. Acesso em: 9 ago. 2005.
- FAO. **Country profiles, maps**. Rome.
Available on: <http://www.fao.org/countryprofiles/Maps/BRA/06/pp/index.html>. Acesso em: 9 ago.2005.
- FEDERATION OF ANIMAL SCIENCE SOCIETIES. **Effects of diet and feeding management on nutrient contents of manure**. Washington, DC., 2001. 4p.
- FONTES, M.P.F. Phosphate adsorption by clays from Brazilian Oxisols: relationship with specific area and mineralogy. **Geoderma**, Amsterdam, v. 72, p. 31-51, 1996.

- FONTES, M.P.F.; WEED, S.B. Iron oxides in selected Brazilian Oxisols: I. Mineralogy. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 55, p. 1150-1155, 1991.
- GARDNER, G. Recycling organic wastes. In: BROWN, L.; FLAVIN, C.; FRENCH, H. (Ed.). **State of the world**. New York: W.W. Norton, 1998. p. 96-112.
- GAYNOR, J.D.; FINDLAY, W.I. Soil and phosphorus loss from conservation and conventional tillage in corn production. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.24, p. 734-741, 1995.
- GBUREK, W.J.; SHARPLEY, A.N. Hydrologic controls on phosphorus loss from upland agricultural watersheds. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 27, p. 267-277, 1998.
- HART, M.R.; QUIN, B.F.; NGUYEN, M.L. Phosphorus runoff from agricultural land and direct fertilizer effects: A review. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 33, p.1954-1972, 2004.
- HAYGARTH, P.M.; CHAPMAN, P.J.; JARVIS, S.C.; SMITH, R.V. Phosphorus budgets for two contrasting grassland farming systems in the UK. **Soil Use and Management**, Oxford, v.14, p. 160-167, 1998.
- HEANEY, S.I.; FOY, R.H.; KENNEDY, G.J.A.; CROZIER, W.W.; O'CONNOR, W.C.K. Impacts of agriculture on aquatic systems: lessons learnt and new unknowns in Northern Ireland. **Journal of Marine and Freshwater Research**, Collingwood, v. 52, p. 151-163, 2001.
- HOFFMANN, I.; GERLING, D.; KYIOGWOM, U.B.; MANE-BIELFELDT, A. Farmers management strategies to maintain soil fertility in a remote area in northwest Nigeria. **Agriculture Ecosystems and the Environment**, Amsterdam, v. 86, p. 263-275, 2001.
- HOGBERG, M.G.; FALS, S.L.; KIRSCHENMANN, F.L.; HONEYMAN, M.S.; MIRANOWSKI, J.A.; LASLEY, P. Interrelationship of animal agriculture, the environment, and rural communities. **Journal of Animal Science**, Champaign, v. 81, p. E13-E17, 2005.
- HOSTETTER, J.; BRUBAKER, D.; CARMEAN, W.; GARRETT, T. Perspectives of Bay users. In: SHARPLEY, A.N. (Ed.). **Agriculture and phosphorus management: The Chesapeake Bay**. Boca Raton: CRC Press, 2000. p. 181-186.
- HOWARTH, R.W.; ANDERSON, D.A.; CHURCH, T.M., GREENING, H.; HOPKINSON, C.S.; HUBER, W.; MARCUS, N.; NAIMAN, R.J.; SEGERSON, K.; SHARPLEY, A.N.; WISEMAN, JR., W.J. **Clean coastal waters: Understanding and reducing the effects of nutrient pollution**. Washington: National Research Council, 2000. 405p.
- IBGE. **Pesquisa municipal de produção animal**. Brasília, 2003. Disponível em: <<http://www.sidra.ibge.gov.br/bda/tabela/listabl.asp?z=t&c=73>>. Acesso em: 9 ago. 2005.

JOKELA, W.E.; CLAUSEN, J.C.; MEALS, D.W.; SHARPLEY, A.N. Effectiveness of agricultural best management practices in reducing phosphorous loading to Lake Champlain. In: MANLEY, T.O.; MANLEY, P.L.; MIHUC, T.B. (Ed.). **Lake Champlain: Partnerships and Research in the New Millennium**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 2004. p. 39-53.

KELLOGG, R.L.; LANDER, C.H.; MOFFITT, D.C.; GOLLEHON, N. **Manure nutrients relative to the capacity of cropland and pastureland to assimilate nutrients**: Spatial and temporal trends for the United States. Fort Worth: USDA – Natural Resources Conservation Service and Economic Research Service, 2000. 140p. Resource Assessment and Strategic Planning Working Paper, 98-1.

Disponível em: <<http://www.nrcs.usda.gov/technical/land/pubs/mannttr.pdf>>. Acesso em: 9 ago. 2005.

KLEINMAN, P.J.A.; WOLF, A.M.; SHARPLEY, A.N.; BEEGLE, D.B.; SAPORITO, L.S. Survey of water extractable phosphorus in livestock manures. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 69, p. 701-708, 2005.

KONZEN, E.A. **Aproveitamento de dejetos líquidos de suínos para fertirrigação e fertilização em grandes culturas**. Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo, 2003a. 11p. (Circular Técnica, 32.)

KONZEN, E.A. **Fertilização de lavoura e pastagem com dejetos suínos e cama de aves**. Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo, 2003b. 10p. (Circular Técnica, 31.)

LANDER, C.H.; MOFFITT, D.; ALT, K. **Nutrients available from livestock manure relative to crop growth requirements**. Washington: USDA, Natural Resources Conservation Service, 1998. Resource Assessment and Strategic Planning Working Paper, 98-1. Disponível em: <<http://www.nrcs.usda.gov/technical/land/pubs/nlweb.html>>. Acesso em: 9 ago. 2005.

LANYON, L.E. Nutrient management: Regional issues affecting the Chesapeake Bay. In: SHARPLEY, A.N. (Ed.). **Agriculture and phosphorus management**: The Chesapeake Bay. Boca Raton: CRC Press, 2000. p. 145-158.

LOWRANCE, R.R.; LEONARD, R.A.; SHERIDAN, J.M. Managing riparian ecosystems to control non-point pollution. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 40, p. 87-91, 1985.

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

McDOWELL, R.W.; SHARPLEY, A.N. Approximating phosphorus release from soils to surface runoff and subsurface drainage. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.30, p. 508-520, 2001.

McDOWELL, R.W.; SHARPLEY, A.N. The effects of soil carbon on phosphorus and sediment loss from soil trays by overland flow. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 32, p. 207-214, 2003.

- MIRANDA, C.R. DE.; ZARDO, A.O.; GOSMANN, H. A. **Uso de dejetos de suínos na agricultura**. Instruções Técnicas para o Suinocultor. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 1999. 2p.
- MOORE JUNIOR.; P.A.; DANIEL, T.C.; EDWARDS, D.R. Reducing phosphorus runoff and inhibiting ammonia loss from poultry manure with aluminum sulfate. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 29, p. 37-49, 2000.
- MUELLER, D.H.; WENDT, R.C.; DANIEL, T.C. Phosphorus losses as affected by tillage and manure application. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 48, p.901-905, 1984.
- MULLINS, G.L.; JOERN, B.C.; MOORE, JUNIOR. P.A. By-product phosphorus: Sources, characteristics, and management. In: SIMS, J.T.; SHARPLEY, A.N. (Ed.). **Phosphorus; Agriculture and the Environment**. Madison: ASA, 2005. chap.26, p. 829-880.
- NAIR, V.D.; PORTIER, K.M.; GRAETZ, D.A.; WALKER, M.L. An environmental threshold for degree of phosphorus saturation in sandy soils. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 33, p. 107-113, 2004.
- NATIONAL RESEARCH COUNCIL. **Nutrient requirements of dairy cattle**. 7th ed. Washington, DC: National Academic Sciences, 2001. 92 p.
- NEW ZEALAND. Ministry for the Environment. **The state of our waters**. Wellington: GP Publications, 1997. chap.7, p.1-100.
- NONES, L.K.; LIMA, G.J.M.M. DE.; BELLAVER, C.; RUTZ, F. Formulação das dietas, desempenho e qualidade da carcaça, produção e composição de dejetos de suínos. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v. 59, p. 635-644, 2002.
- NOVAIS, R.F.; SMYTH, T.J. **Fósforo em solo e planta em condições tropicais**. Viçosa: UFV, 1999. 399p.
- OLIVEIRA, P.A.V. de. **Tecnologia para o manejo de resíduos na produção de suínos**: Manual de boas praticas. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2004. 109p.
- PATTERSON, P.; MOORE JUNIOR, P.A.; ANGEL; R. Phosphorus and poultry nutrition. In: SIMS, J.T.; SHARPLEY, A.N. (Ed.). **Phosphorus: Agriculture and the Environment**. Madison: ASA, 2005. chap.4, p. 635-682.
- PETERJOHN, W.T.; CORRELL, D.L. Nutrient dynamics in an agricultural watershed: Observations on the role of a riparian forest. **Ecology**, Ithaca, v. 65, p. 1466-1475, 1984.
- PIONKE, H.B.; GBUREK, W.J.; SHARPLEY, A.N. Critical source area controls on water quality in an agricultural watershed located in the Chesapeake Basin. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v.14, p .325-335, 2000.

POTE, D.H.; DANIEL, T.C.; SHARPLEY, A.N.; MOORE JUNIOR, P.A.; EDWARDS, D.R.; NICHOLS, D.J. Relating extractable soil phosphorus to phosphorus losses in runoff. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 60, p. 855-859, 1996.

POTAFOS. Potash and Phosphate Institute. **Consumption of fertilizers per region**. Piracicaba, 2006.

Disponível em:

<[http://www.potafos.org/ppiweb/brazil.nsf/\\$webindex/7A41892BCC7634FB83256B1200656701?opendocument&navigator=profile](http://www.potafos.org/ppiweb/brazil.nsf/$webindex/7A41892BCC7634FB83256B1200656701?opendocument&navigator=profile)>. Acesso em: 9 ago. 2005.

POWELL, J.M.; JACKSON-SMITH, D.B.; SATTER, L.D. Phosphorus feeding and manure nutrient recycling on Wisconsin dairy farms. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 62, p. 277-286, 2002.

SEGANFREDO, M.A. **Análise do risco de poluição do ambiente, quando se usa dejetos de suínos como adubo do solo**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2000. p.1-3. (Comunicado Técnico, 268.)

SEGANFREDO, M.A. **Os dejetos de animais podem causar poluição também nos solos de baixa fertilidade e nos solos profundos, como aqueles da região dos cerrados**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2001a. 4p. (Comunicado Técnico, 292.)

SEGANFREDO, M.A. **A aplicação do princípio do balanço de nutrientes no planejamento do uso de dejetos de animais para adubação orgânica**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2001b. 6p. (Comunicado Técnico.)

SCHINDLER, D.W. Evolution of phosphorus limitation in lakes. **Science**, Washington, DC, v. 195, p. 260-262, 1977.

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

SHARPLEY, A.N. Assessing phosphorus bioavailability in agricultural soils and runoff. **Fertilizer Research**, Dordrecht, v. 36, p. 259-272, 1993.

SHARPLEY, A.N. Dependence of runoff phosphorus on extractable soil phosphorus. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 24, p. 920-926, 1995.

SHARPLEY, A.N. Rainfall frequency and nitrogen and phosphorus in runoff from soil amended with poultry litter. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 26, p. 1127-1132, 1997.

SHARPLEY, A.N. (Ed.). **Agriculture and phosphorus management: The Chesapeake Bay**. Boca Raton: CRC Press, 2000. 229p.

SHARPLEY, A.N.; SMITH, S.J. Effect of cover crops on surface water quality. In: HARGROVE, W. L. (Ed.). **Cover crops for clean water**. Ankeny: Soil and Water Conservation Society, 1991. p. 41-50.

SHARPLEY, A.N.; SMITH, S.J. Wheat tillage and water quality in the Southern Plains. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 30, p. 33-38, 1994.

SHARPLEY, A.N.; REKOLAINEN, S. Phosphorus in agriculture and its environmental implications. In: TUNNEY, H.; CARTON, O.T.; BROOKES, P.C.; JOHNSTON, A.E. (Ed.). **Phosphorus loss from soil to water**. Arlington: CAB International, 1997. p. 1-54.

SHARPLEY, A.N.; MOYER, B. Forms of phosphorus in manures and composts and their dissolution during rainfall. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 29, p.1462-1469, 2000.

SHARPLEY, A.N.; TUNNEY, H. Phosphorus research strategies to meet agricultural and environmental challenges of the 21st century. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 29, p. 176-181, 2000.

SHARPLEY, A.N.; SYERS, J.K.; GREGG, P.E.H. Transport of phosphorus from superphosphate and dicalcium phosphate in surface runoff from pasture. **New Zealand Journal of Science**, Wellington, v. 21, p. 307-310, 1978.

SHARPLEY, A.N.; MEISINGER, J.J.; BREEUWSMA, A.; SIMS, J.T.; DANIEL, T.C.; SCHEPERS, J.S. Impacts of animal manure management on ground and surface water quality. In: HATFIELD, J.L.; STEWART, B.A. (Ed.). **Animal waste utilization: Effective use of manure as a soil resource**. Boca Raton: Ann Arbor Press, 1998. chap.8, p. 173-242.

SHARPLEY, A.N.; McDOWELL, R.W.; KLEINMAN, P.J.A. Phosphorus loss from land and water: Integrating agricultural and environmental management. **Plant and Soil**, Amsterdam, v. 237, p. 287-307, 2001.

SIMARD, R.R.; BEAUCHEMIN, S.; HAYGARTH, P.M. Potential for preferential pathways of phosphorus transport. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 29, p. 97-105, 2000.

SIMS, J.T.; KLEINMAN, P.J.A. Managing agricultural phosphorus for environmental protection. In: SIMS, J.T.; SHARPLEY, A.N. (Ed.). **Phosphorus; Agriculture and the environment**. Madison: ASA, 2005. p. 1021-1068.

SIMS, J.T.; JOERN, B.C.; SIMARD, R.R. Phosphorus losses in agricultural drainage: Historical perspective and current research. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 27, p. 277-293, 1998.

SMITH, S.J.; SHARPLEY, A.N.; NANEY, J.W.; BERG, W.A.; JONES, O.R. Water quality impacts associated with wheat culture in the Southern Plains. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 20, p. 244-249, 1991.

TARKALSON, D.D.; MIKKELSEN, R.L. Runoff phosphorus losses as related to soil test phosphorus and degree of phosphorus saturation on Piedmont soils under conventional and no-tillage. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 35, p. 2987-3007, 2004a.

TARKALSON, D.D.; MIKKELSEN, R.L. Runoff phosphorus losses as related to phosphorus source, application method, and application rate on a Piedmont soil. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 33, p. 1424-1430, 2004b.

TIMBY, G.G.; DANIEL, T.C.; MOORE JUNIOR., P.A. **Solids and phosphorus removal from flushed dairy manure using organic polymers and aluminum chloride**. Madison: American Society of Agronomy, 2000. 309 p.

TORBERT, H.A.; DANIEL, T.C.; LEMUNYON, J.L.; JONES, R.M. Relationship of soil test phosphorus and sampling depth to runoff phosphorus in calcareous and noncalcareous soils. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 31, p. 1380-1387, 2002.

U.S. DEPARTMENT OF AGRICULTURE; U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Unified national strategy for animal feeding operations**. Washington, DC: U.S. Government Printing Office, 1999.

Disponível em: <http://cfpub.epa.gov/npdes/afo/ustrategy.cfm?program_id=7>. Acesso em: 9 ago. 2005.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **The Total Maximum Daily Load (TMDL) program**. Washington, DC: U.S.EPA, 2000.

Disponível em: <<http://www.epa.gov/owow/tmdl/overviewfs.html>>. Acesso em: 9 ago. 2005. EPA 841-F-00-009.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Managing manure nutrients at concentrated animal feeding operations**. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, 2004. Disponível em: <<http://www.epa.gov/guide/cafo/>>. Acesso em: 9 ago. 2005. EPA-821-B-04-006.

U.S. GEOLOGICAL SURVEY. **The quality of our nation's waters: Nutrients and pesticides**. Denver: USGS Information Services, 1999. 82p. Circular, 1225.

Disponível em: <<http://www.usgs.gov>>. Acesso em: 9 ago. 2005.

UUSI-KÄMPPIÄ, J.; BRASKERUD, B.; JANSSON, H.; SYVERSON, N.; UUSITALO, R. Buffer zones and constructed wetlands as filters for agricultural phosphorus. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 29, p. 151-158, 2000.

VADAS, P.A.; MEISINGER, J.J.; SIKORA, L.J.; MCMURTRY, J.P.; SEFTON, A.E. Effect of poultry diet on phosphorus in runoff from soils amended with poultry manure and compost. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 33, p. 1845-1854, 2004.

VAN ES, H.M.; SCHINDELBECK, R.R.; JOKELA, W.E. Effect of manure application timing, crop, and soil type on phosphorus leaching. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 33, p. 1070-1080, 2004.

VIEIRA, F.C.B.; CERETTA, C.A.; BASSO, C.J.; DURIGON, R.; POLLETO, N. Aplicação de esterco líquido de suínos e características químicas de um solo sob pastagem natural. In: FERTBIO, 2000, Santa Maria. **Anais...Santa Maria: SBCS; SBM, 2000. 1 CD-ROM.**

VIEIRA, F.C.B.; HERBES, M.G.; CERETTA, C.A.; BASSO, C.J. Uso de esterco líquido de suíno na agricultura e evolução de CO₂. In: FERTBIO, 2002, Rio de Janeiro. **Agricultura: bases ecológicas para o desenvolvimento sustentado**. Rio de Janeiro: SBCS; SBM; UFRJ, 2002. 1 CD-ROM.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e o tratamento de esgotos**. DESA - UFMG, 1996. Disponível em: <<http://www.etg.ufmg.br/tim1/eutrofiz.doc>>. Acesso em: 9 ago. 2005.

WESTERMAN, P.W.; DONNELLY, T.L.; OVERCASH, M.R. Erosion of soil and poultry manure - a laboratory study. **Transactions of the ASAE**, St. Joseph, v. 26, p. 1070-1078, 1084, 1983.

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

WITHERS, P.J.A.; DAVIDSON, I.A.; FOY R.H. Prospects for controlling diffuse phosphorus loss to water. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 29, p. 167-175, 2000.

3 FONTES DE FÓSFORO E TRANSPORTE DE FÓSFORO POR ENXURRADA SUPERFICIAL

Resumo

Fontes de fósforo e transporte de fósforo por enxurrada superficial

A aplicação contínua de fertilizantes minerais e dejetos animais para atender aos objetivos da produção e colheita têm resultado no aumento das concentrações de P em diversas áreas. Um estudo de simulação de chuva foi conduzido para se avaliar o efeito da aplicação de fontes de P diferindo em suas concentrações de fósforo solúvel em água (PSA) no transporte de P por ocasião de enxurrada utilizando-se caixas de 2 m² em três solos cultivados sob plantio direto (Alvira, Berks e Watson). Superfosfato triplo (SFT) – 79% (PSA), “low-grade” superfosfato simples (LG SFS) – 50% (PSA), rocha fosfatada Carolina do Norte (RFCN) – 0,5% (PSA), e dejetos suíno (DS) – 30% (PSA) foram aplicados superficialmente (100 kg total P ha⁻¹), e chuva simulada correspondente a 50 mm h⁻¹ por 30 minutos foi conduzida 1, 7, 21 e 42 dias após a aplicação das fontes de fósforo. Houve um incremento na concentração e na perda de fósforo reativo dissolvido (PRD) e fósforo total (PT) na superfície da enxurrada em função do PSA das fontes utilizadas. No primeiro evento de simulação de chuva, um dia após a aplicação das fontes de P, foi observado um incremento no PRD e PT na água de enxurrada ($P < 0,05$) para todos os solos estudados de acordo com o incremento do PSA para todas as fontes de P (com exceção para RFCN que não diferiu do controle). As médias das concentrações para PRD foram de 0,27; 0,41; 14,66; 41,69 e 90,47 mg L⁻¹; já as médias das concentrações para TP foram de 0,44; 0,51; 19,05; 43,1 e 98,06 mg L⁻¹ para o controle, RFCN, DS, LG SFS e SFT respectivamente, com maior proporção de P transportado na forma de PRD (variando de 76 a 96%). O volume de água de enxurrada não sofreu nenhuma influência por parte das fontes de P aplicadas, e o tipo de solo não influenciou nas perdas de P ($P < 0,05$). As perdas de fósforo decresceram com o tempo para SFT, tanto que após 42 dias, as perdas provenientes do SFT, DS e LG SFS não diferiram. Esses resultados suportam que a solubilidade em água das fontes de P devem ser consideradas como um indicador do potencial de perdas de P.

Palavras-chave: enxurrada, eutrofização, fertilizantes fosfatados, poluição difusa, qualidade da água

Abstract

Phosphorus source and the transport of phosphorus in surface runoff

Continual application of mineral fertilizer and manures to meet crop production goals has resulted in the buildup of soil P concentrations in many areas. A rainfall simulation study was conducted to evaluate the effect of the application of P sources differing in water soluble P (WSP) concentration on P transport in runoff from 2 m² plots on three grassed and no-till soils (Alvira, Berks and Watson). Triple superphosphate (TSP) – 79% WSP, low-grade super single phosphate (LGSSP) – 50% WSP, North Carolina rock phosphate (NCRP) – 0.5% WSP, and swine manure (SM) – 30% WSP, were broadcast (100 kg total P ha⁻¹) and simulated rainfall (50 mm h⁻¹ for 30 min) applied 1, 7, 21, and 42 d after P source application. In the first rainfall event one d after fertilizer application, dissolved reactive P (DRP) and total P (TP) concentrations of runoff increased ($P < 0.05$) for all soils with an increase of source WSP; with DRP averaging 0.27, 0.50, 14.66, 41.69 and 90.47 mg L⁻¹; and total P averaging 0.34, 0.61, 19.05, 43.1, and 98.06 mg L⁻¹ for the control, NCRP, SM, LGSSP and TSP, respectively. Sources did not influence runoff volume and soil type had no effect on P loss ($P < 0.05$). The loss of P in runoff decreased with time for TSP and SM, such that after 42 d, losses from TSP, SM, and LGSSP did not differ. These results support P water solubility in P sources may be considered as an indicator of P loss potential.

Keywords: diffuse pollution, eutrophication, phosphate fertilizers, surface runoff, water quality

3.1 Introdução

A eutrofização de corpos d'água tem despertado grande interesse nos Estados Unidos (U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 1996) e no mundo (NATIONAL RESEARCH COUNCIL, 2000); podendo ser extremamente acelerada pelo influxo de P pela água de enxurrada superficial proveniente de terras agricultáveis. O processo de eutrofização restringe o uso da água para pesca, recreação e indústria devido ao crescimento exacerbado de algas indesejáveis e ervas aquáticas daninhas que com sua morte e decomposição causam a falta de oxigênio na água. Além disso, o incremento de P nas águas superficiais tem resultado no acréscimo periódico e maciço de algas prejudiciais (como por exemplo *cyanobacteria* e *Pfiesteria*), que contribuem para mortandagem de peixes durante o verão, não-palatabilidade da água de beber, formação de substâncias cancerígenas durante a cloração da água e danos neurológicos em seres humanos (BURKHOLDER; GLASGOW, 1997).

Sendo o P o fator mais limitante na eutrofização de corpos d'água, a sua diminuição por perdas na água de enxurrada transformou-se em um alvo principal na minimização da degradação de águas superficiais (CARPENTER et al., 1998; U.S. GEOLOGICAL SURVEY, 1999). Entretanto, para atender os objetivos da produção e colheita, o P tem sido rotineiramente aplicado ao solo. A aplicação contínua de fertilizantes minerais e dejetos animais em muitas áreas têm resultado no acúmulo de concentrações de P no solo acima daquelas requeridas para o crescimento ótimo das culturas. Estas concentrações aumentam o potencial de perdas de P (SHARPLEY, 2003; SIMS; JOERN; SIMARD, 1998).

Existem vários tipos de fertilizantes fosfatados disponíveis no mercado como fertilizantes orgânicos (farinha de ossos, farelo de algodão, emulsões de peixe, e lodo de esgoto processado) e fertilizantes inorgânicos (como rochas fosfatadas reativas, fosfatos acidulados e termofosfatos). Entretanto, o fertilizante fosfatado mais utilizado é o superfosfato triplo (SFT) devido a sua alta solubilidade e conseqüente disponibilidade imediata para aproveitamento pelas plantas. Outros fertilizantes com baixa solubilidade em água, como fosfato de rocha reativo (FR) e "low-grade" superfosfato simples também podem ser utilizados devido aos seus efeitos de disponibilidade residual para que se mantenha uma fonte de P disponível a longo prazo. Entre os fosfatos de rocha, a rocha fosfatada da Carolina do Norte e Gafsa, são extensivamente aplicados aos solos agricultáveis devido ao seu alto conteúdo de fósforo e alta eficiência agrônômica (LEON;

FENSTER; HAMMOND, 1986; CHIEN; MENON, 1995). O fertilizante fosfatado “low-grade” superfosfato simples tem sido testado em casa de vegetação e também em condições de campo apresentando boa performance em vários cenários agronômicos (PROCHNOW et al., 2003; PROCHNOW et al., 2004). Essa fonte de fósforo é produzida a partir da apatita concentrada “low-grade” refloatável com o objetivo de otimização do uso de rochas fosfatadas.

Estudos recentes têm demonstrado uma estreita relação entre a solubilidade de P em água de dejetos animais aplicados ao solo e concentrações de fósforo perdido na água de enxurrada. Kleinman et al., (2002) observaram que a solubilidade em água de dejetos de gado de leite, aves e suínos aplicados superficialmente em três solos estava altamente correlacionada com o fósforo reativo dissolvido (PRD) na água de enxurrada ($R^2 = 0,86$; $P < 0,01$). Moore Junior et al., (2000) e Withers; Clay; Breeze (2001) observaram que as perdas de PRD de solos tratados foram proporcionais ao conteúdo solúvel em água da fonte fosfatada aplicada. Entretanto poucos estudos foram realizados comparando o efeito de fertilizantes fosfatados variando em sua solubilidade em água no transporte de P na água de enxurrada pela agricultura.

Sharpley; Syers; Greeg (1978) estudaram os efeitos da aplicação de fosfato bicálcico (DCP – 4% PSA) e superfosfato simples (SFS – 75% PSA), utilizando-se doses de 50 kg P ha^{-1} no transporte de fósforo reativo dissolvido (PRD) e fósforo particulado (PP) na água de enxurrada em caixas experimentais (55 m^2) sob pastagem com chuva natural 15 semanas após a aplicação das fontes fosfatadas. Os autores observaram que uma proporção ligeiramente maior foi transportada na forma de PDR proveniente da aplicação do SSP (5%) em relação ao DCP (3%). Essa diferença foi atribuída à dissolução mais rápida do SSP em relação ao DCP na superfície do solo. A maior proporção de PP perdido pela aplicação de DCP (8%) em relação ao SSP (4%) foi atribuída há um incremento de perda de P pela lavagem de partículas menos solúveis do DCP (SHARPLEY; SYERS; GREEG 1978).

Conseqüentemente, a aplicação de DCP resultou em maior perda de P ($7,09 \text{ quilogramas ha}^{-1}$) na enxurrada do que a aplicação equivalente de SSP ($5,63 \text{ quilogramas ha}^{-1}$). Estes resultados indicaram maior susceptibilidade de perda de P na forma de DRP proveniente do SSP do que do DCP, em função de uma dissolução mais rápida e extensiva dessa fonte. Entretanto, poucos estudos têm comparado a relação entre a variação de PSA de fertilizantes minerais e dejetos animais e o transporte de P na enxurrada. Essa informação é necessária para um melhor

entendimento do risco ambiental, assim como da eficiência agronômica de fontes de P aplicadas às terras agricultáveis.

Esse estudo descreve o efeito da aplicação de diferentes fontes de P variando em sua solubilidade em água no transporte de P pela enxurrada de três solos na região centro-sul da Pensilvânia, sendo submetidos à simulação de chuva de acordo com o protocolo do National Phosphorus Research Project (2006). É importante ressaltar que nesse presente estudo foram utilizadas fontes minerais de P e dejetos suínos (comumente designado como uma fonte orgânica). Entretanto as fontes minerais e orgânicas adicionadas serão designadas como “fontes de fósforo” para facilitar o entendimento de nossa discussão.

3.2 Desenvolvimento

3.2.1 Material e métodos

3.2.1.1 Área de estudo

O presente trabalho foi conduzido na sub-bacia Mahantango Creek, com área de 39,5 ha; sendo esta localizada na bacia d’água em área agrícola com rotação de culturas denominada “FD-36” (Norhtumberland Co., no centro-sul da Pensilvânia). Esta por sua vez, deságua no Rio Susquehanna e ultimamente na Baía Chesapeake (Figura 3.1). Três solos situados na bacia FD-36 foram utilizados: Alvira (Aeric Fragiaquilt) sob “Orchardgrass” (*Dactylis glomerata* L.), Berks (Typic Hapludults) sob milho cultivado em plantio convencional (*Zea mays* L.), e Watson (Typic Fragiudults) sob “Orchardgrass”. As características químicas e físicas dos três solos foram determinadas (Tabela 3.1).

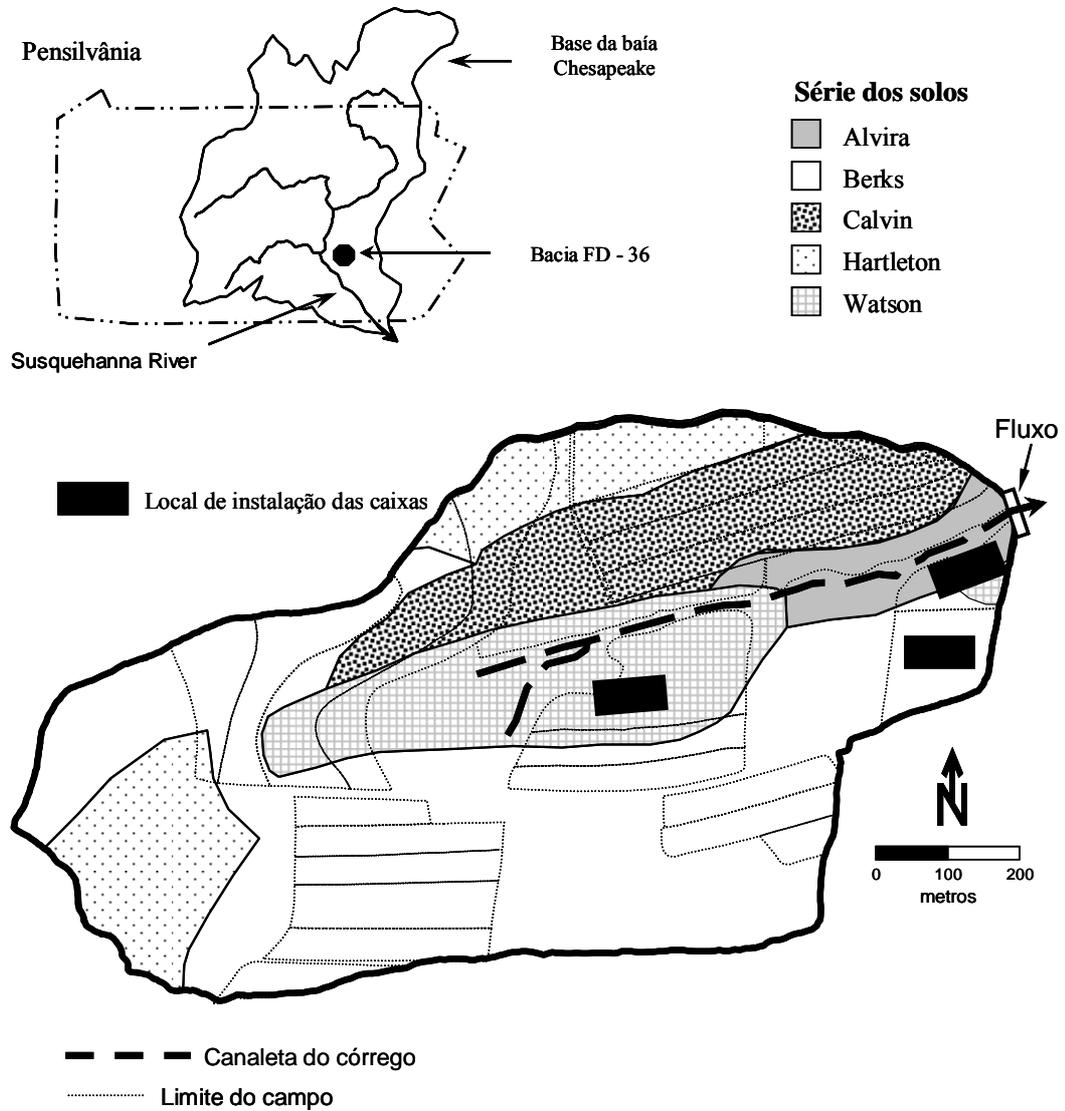


Figura 3.1 – Localização, limite do campo e tipos de solo para a bacia hidrográfica FD-36, Nothumberland Co., PA e localização aproximada das caixas para enxurrada superficial instaladas nesse estudo

Tabela 3.1 – Propriedades dos solos Alvira, Berks e Watson utilizados nesse estudo

Solos	Mehlich 3 P	P total	PEA †	CTC ‡	pH	C	Al	Fe	P adsorção máxima	Energia de ligação	Areia	Silte	Argila
	----- mg kg ⁻¹ -----			meq 100g ⁻¹		g kg ⁻¹	mg kg ⁻¹		mg P kg ⁻¹	L mg P ⁻¹	----- % -----		
Alvira	44	646	4,2	12,1	6,5	2,0	17,8	97,7	286	0,36	35	36	29
Berks	69	457	3,0	10,7	6,3	1,7	23,7	22,5	242	0,17	48	34	18
Watson	72	664	4,1	13,1	6,6	2,2	19,6	71,2	372	0,35	31	41	28

†PEA, fósforo extraível em água; ‡CTC, capacidade de troca catiônica.

3.2.1.2 Fontes de fósforo

Para esse estudo foram selecionadas três fontes minerais de fósforo variando em suas propriedades químicas com ênfase no que diz respeito à solubilidade em água e também dejetos suíno (Tabela 3.2). Os fertilizantes minerais utilizados foram: LG SFS (obtido pela acidulação do concentrado apatítico refloatável da rocha fosfatada de Araxá), SFT e RFCN. A solubilidade em água das fontes minerais foi determinada pelo “Association of Official Analytical Chemists Official Method 977.01”; e a solubilidade em citrato de amônio - EDTA pelo método 993.31 (ASSOCIATION OF OFFICIAL ANALYTICAL CHEMISTS, 1995).

Para o dejetos suíno, a solubilidade em água foi determinada pela metodologia desenvolvida por Sharpley e Moyer (2000); e o fósforo total pelo método modificado semimicro-Kjeldahl (BREMNER, 1996). Para a determinação da matéria seca do dejetos suíno, aproximadamente 1 g (peso seco) de amostra úmida de dejetos foi agitada por 1 hora em 200 mL de água destilada. O supernadante foi então filtrado (papel Whatman N^o.1) e a concentração de P no extrato filtrado foi determinado pelo método colorimétrico Murphy e Riley (1962). Todas as fontes de fósforo foram aplicadas na dose de 100 kg P ha⁻¹ (com base no conteúdo total de P). Um tratamento denominado “controle” (sem aplicação de nenhuma fonte de fósforo) foi deixado para comparação. Todas as fontes de P foram aplicadas em superfície.

Tabela 3.2 – Propriedades das fontes de fósforo utilizadas nesse estudo

Fonte de P	P Total	P solúvel em H ₂ O		Citrate-EDTA + H ₂ O soluble P		Umidade
	g kg ⁻¹	g kg ⁻¹	% P total	g kg ⁻¹	% P total	%
Rocha fosfatada Carolina do Norte	133	0,6	0,5	16,4	12	0
“Low-grade” superfosfato simples	79	39,9	50,5	54,9	70	0
Superfosfato triplo	201	159,0	79,1	185,3	92	0
Dejeto suíno	1,0	0,3	30,0	ND [†]	ND	90

† ND Dados não determinados

3.2.1.3 Caixas para coleta da água de enxurrada e simulações de chuva

Nos três locais selecionados para esse estudo, 5 pares de caixas para coleta de enxurrada superficial com 1m x 2m cada um, com a linha longa central orientada com inclinação para baixo, delineado por extremidades de metal, foram instalados enterrando-se 5 cm das extremidades de metal abaixo do solo, e deixando-se 5 cm acima do solo para se isolar a enxurrada superficial onde as caixas foram instaladas. Chuva simulada foi aplicada 1 dia antes e 1 dia após a aplicação das fontes de P. Para tal, utilizou-se um TeeJetTM 2HH-SS30WSQ nozzle aproximadamente 2,5 m acima do solo para ser atingida a velocidade terminal (NATIONAL PHOSPHORUS RESEARCH PROJECT, 2006; HIMPTRY et al., 2002). O aspensor, o encanamento associado, o filtro interno, o calibre de pressão e a fiação elétrica foram montados em uma estrutura de alumínio 3 x 3 x 3 m presos na haste de alumínio com paredes de lona (que podem tanto ser mantidas abertas ou fechadas) para que se permita a passagem de vento (Figura 3.2).

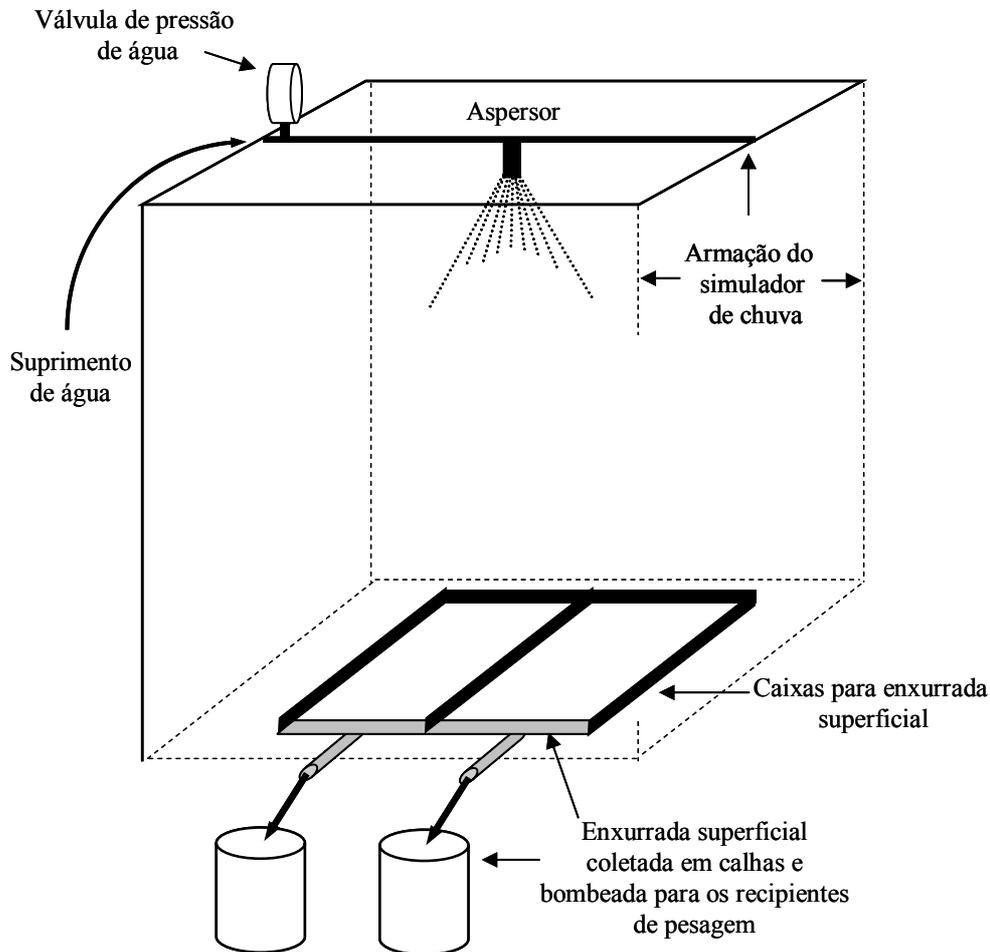


Figura 3.2 – Plano do simulador de chuvas portátil, mostrando caixas para enxurrada superficial pareadas com 1 x 2 m, e o sistema coletor de água. O aspersor é situado aproximadamente 245 cm acima das caixas

Um coeficiente de uniformidade $> 85\%$ foi obtido para a chuva sobre uma área de 4 m^2 , suficiente para abranger um par de caixas. Chuva com intensidade média de $5,0 \text{ cm h}^{-1}$ foi aplicada até que 30 minutos de água de enxurrada fosse obtido. Essa intensidade e duração de chuva utilizada tem uma frequência aproximada de 5 anos de retorno no centro-sul da Pensilvânia. A fonte de água utilizada para as simulações de chuva foi local, apresentando concentração de PDR $< 0,01 \text{ mg L}^{-1}$, PT = $0,02 \text{ mg L}^{-1}$, N-nitrato = $3,1 \text{ mg L}^{-1}$, pH = 5,7, e condutividade elétrica de $0,02 \text{ Sm}^{-1}$.

Antes da simulação de chuva, a umidade volumétrica do solo (θ) foi determinada com a utilização de um sensor (Theta Probe, Delta-T Devices, Ltd., Cambridge, UK) em cinco pontos

da caixa. Cinco amostras da superfície do solo (de profundidade de 0 - 5 cm) foram coletadas em volta de cada caixa antes e após as simulações de chuva e aplicação das fontes de P. As amostras de solos foram secas ao ar, peneiradas (2 mm), e armazenadas para a análise química.

A água de enxurrada superficial foi coletada em calhas de metal inclinadas com a borda para baixo de cada caixa, e posteriormente bombeadas para recipientes plásticos com capacidade de volume para 200 L. O volume total da água de enxurrada coletada após o término de cada simulação de chuva foi quantificado através da pesagem dos recipientes plásticos. Após a pesagem, o volume de água de enxurrada do recipiente era homogeneizado agitando-se bem o volume do recipiente, e uma amostra era coletada logo em seguida. Outra sub-amostra era imediatamente filtrada (0,45 μm) e armazenada a temperatura de 4^oC. As amostras filtradas foram analisadas 24 horas após a filtragem, e as amostras não-filtradas eram analisadas no prazo máximo de 7 dias após a coleta.

Todos os métodos que foram utilizados neste estudo, incluindo a instalação das caixas, a simulação de chuva, a coleta da água de enxurrada, e as análises laboratoriais, seguiram o detalhado protocolo do National Phosphorus Research Project (2006). As simulações de chuva e coletas de amostras de água de enxurrada foram repetidas 7, 21 e 42 dias após a primeira simulação (um dia após a aplicação das fontes de P). As caixas foram cobertas com lonas plásticas para que não houvesse interferência de chuva natural durante a condução do experimento.

3.2.1.4 Análises da água e do solo

O pH do solo foi determinado com eletrodo de vidro misturando-se 5 g de solo seco ao ar com 5 mL de água destilada. A capacidade de troca catiônica (CTC) foi determinada segundo a metodologia proposta por Hendershot; Lalonde; Duquete (1993) utilizando-se 1M NH₄OAc ajustado a pH 7,0. O Fe e Al extraíveis foram determinados agitando-se 0,5 g de solo em 20 mL de solução 1M NH₄OAc (pH 4,8) por 2 h (OLSON, 1965; McLEAN, 1965). A análise granulométrica foi realizada pelo método do hidrômetro após dispersão das partículas com hexametáfosfato de sódio (DAY, 1965). O fósforo do solo extraível por Mehlich-3 foi determinado para cada amostra de solo agitando-se 1 g de solo com 10 mL das soluções: 0,2 M CH₃COOH, 0,25 M NH₄NO₃, 0,015 M NH₄F, 0,013 M HNO₃, e 0,001 M EDTA por 5 min

(MEHLICH, 1984). O fósforo do solo extraível em água foi analisado agitando-se 1 g do solo em 10 mL de água destilada por 1 hora. O fósforo total foi analisado pelo procedimento semimicro Kjeldahl modificado (BREMNER, 1996). Para todas as extrações de fósforo acima citadas, as concentrações de P foram determinadas pelo método colorimétrico segundo Murphy e Riley (1962).

A capacidade de adsorção de fósforo pelo solo foi determinada agitando-se 1 g de solo com adições crescentes de P (0-1000 mg kg⁻¹ adicionados com solução KH₂PO₄) em 25 mL da solução de 0,01 M CaCl₂ e agitados por 24 horas utilizando-se um agitador vertical a temperatura ambiente (NAIR et al., 1984). Após a finalização do processo de agitação (24 horas) os extratos foram centrifugados e filtrados (0,45 µm) e a concentração de P (C) determinada. A quantidade de P adsorvido (X) foi determinada pela diferença entre o P adicionado e o P restante em solução. Utilizando-se a equação matemática linearizada da isoterma de Langmuir calculou-se a adsorção máxima de P pelo inverso da inclinação da reta que relaciona C/X vs C (OLSEN; WATANABE, 1957; SYERS et al., 1973).

O fósforo reativo dissolvido (PRD) foi determinado nas amostras filtradas (0,45 µm) da água de enxurrada pelo método colorimétrico de Murphy e Riley (1962). Nas amostras não filtradas foi determinada a concentração de fósforo total (PT) por digestão com persulfato ácido (KUO, 1986). Todas as análises foram conduzidas em duplicatas. As perdas de fósforo (PRD e PT) para cada caixa foram calculadas multiplicando-se o volume total de água de enxurrada de cada caixa pelas respectivas concentrações de PRD e PT.

3.2.1.5 Análises estatísticas

As análises estatísticas foram realizadas utilizando-se o Statistical Analysis System (SAS INSTITUTE, 2001). Os dados foram analisados para se testar as condições de normalidade utilizando-se o Proc Univariate (SAS, 2001); e para satisfazer as condições de normalidades necessárias mostradas a partir desta análise, os dados foram log (x + 1) transformados. Análise de variância (ANOVA) foi utilizada para determinar efeitos dos tratamentos. As análises de comparação de média foram determinadas teste de Duncan com nível de significância de 5% (SAS, 2001).

3.2.2 Resultados e discussão

3.2.2.1 Caracterização dos solos e das fontes de P

As propriedades físicas e químicas dos três solos selecionados para o presente estudo são apresentadas na Tabela 3.1. Poucas diferenças foram observadas entre as propriedades químicas e físicas dos solos, embora o solo Berks tenha apresentado um menor teor de argila, menor capacidade de adsorção máxima de P e energia de ligação comparando-se com os resultados observados para os solos Alvira e Watson. Para as concentrações de fósforo total e fósforo extraível em água, menores valores foram observados para o solo Berks em relação aos solos Alvira e Watson. Em relação ao PSA, observou-se grande diferença nessa propriedade entre as fontes de P, com acréscimo na ordem: RFCN, DS, LG SFS e SFT (Tabela 3.2). Entretanto, para RFCN observou-se uma maior concentração de PT (133 g kg^{-1}), comparando-se com LG SFS (79 g kg^{-1}) e DS (1 g kg^{-1}) (Tabela 3.2).

3.2.2.2 Concentrações de fósforo na enxurrada superficial

As concentrações médias de PRD e PT na enxurrada superficial para a simulação de chuva 1 dia antes da aplicação das fontes de P foram similares entre as caixas (localizadas no mesmo solo) e também nas caixas localizadas nos diferentes tipos de solo selecionados para esse estudo. As concentrações de PRD dos solos Alvira, Berks e Watson foram de 0,40; 0,46 e 0,38 mg L^{-1} respectivamente; e de 0,43; 0,62 e 0,40 mg L^{-1} para PT. A similaridade nas concentrações iniciais antes da aplicação das fontes de P é coerente com as concentrações superficiais iniciais encontradas quando os solos foram previamente analisados com o extrator Mehlich-3, uma vez que estes resultados foram similares entre os três solos selecionados (Tabela 3.1). No que diz respeito ao PRD e PT na enxurrada superficial, também não foram observadas diferenças consistentes entre os tipos de solos (Figuras 3.3 e 3.4). Sendo assim, neste presente estudo, as fontes de P foram as principais variáveis que influenciaram nas concentrações PRD e PT observadas na enxurrada superficial.

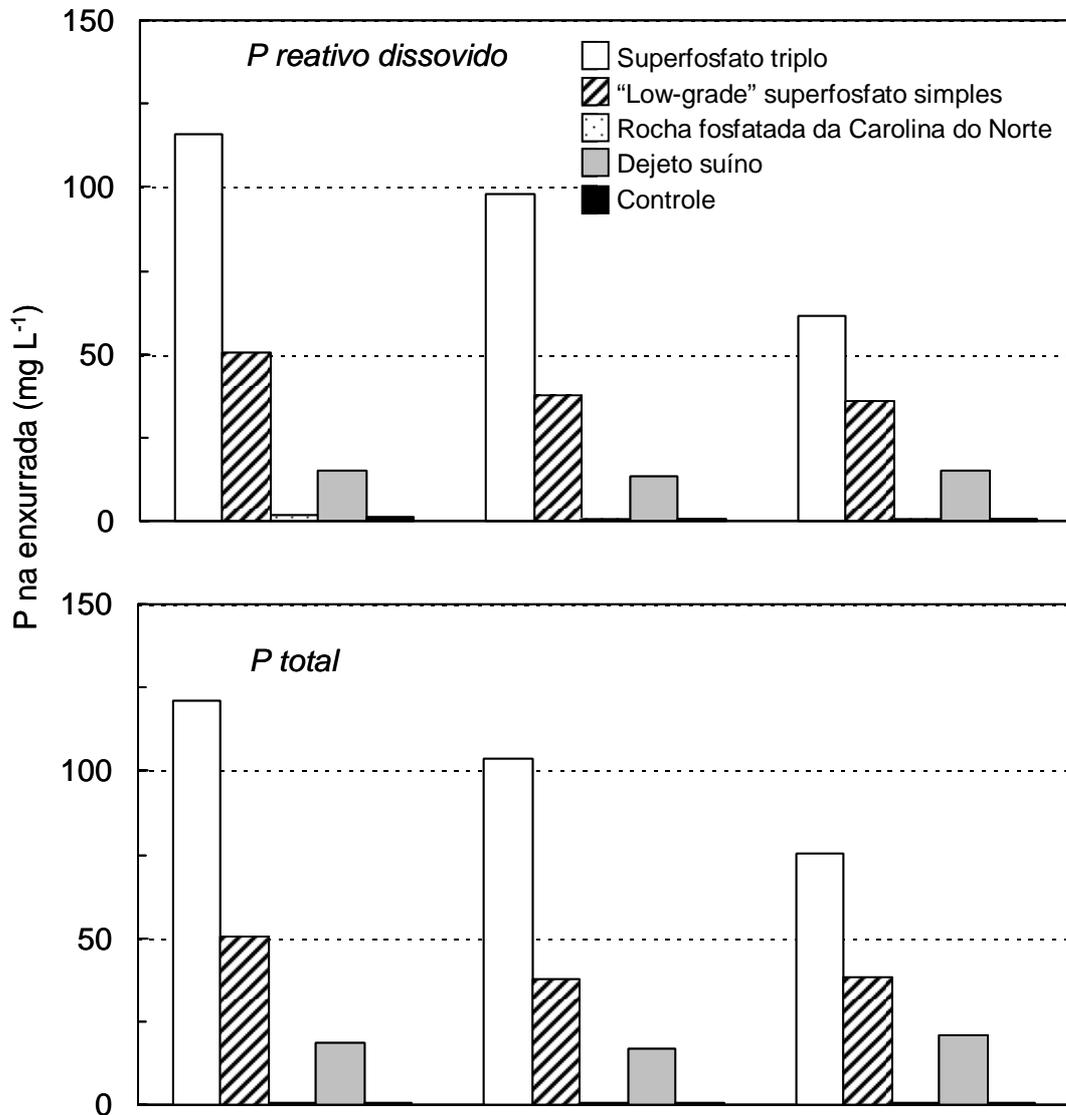


Figura 3.3 – Concentrações de fósforo reativo dissolvido e total na superfície de enxurrada 1 dia após a aplicação das fontes de P nos solos Alvira, Berks e Watson

A aplicação superficial de todas as fontes de P exceto para RFCN resultou em um aumento nas concentrações de PRD e TP na água de enxurrada quando da simulação de chuva 1 dia após a aplicação das fontes (Figura 3.3 e Tabela 3.3). Considerando-se todos os solos vs fontes de P, observou-se um aumento geral consistente e significativo ($P < 0,05$) nas concentrações de PRD e TP na água de enxurrada de acordo com o aumento da solubilidade das fontes de P. As concentrações para PRD variaram entre 0,27; 0,50; 14,66; 41,69 e 90,47 mg L^{-1} ; e

para PT foram de 0,34; 0,61; 19,05; 43,1 e 98,06 mg L⁻¹ para os tratamentos controle, RFCN, DS, LG SFS e SFT respectivamente, com maiores proporções de PRD (variando de 76 – 96% para as caixas tratadas e 79% para o controle).

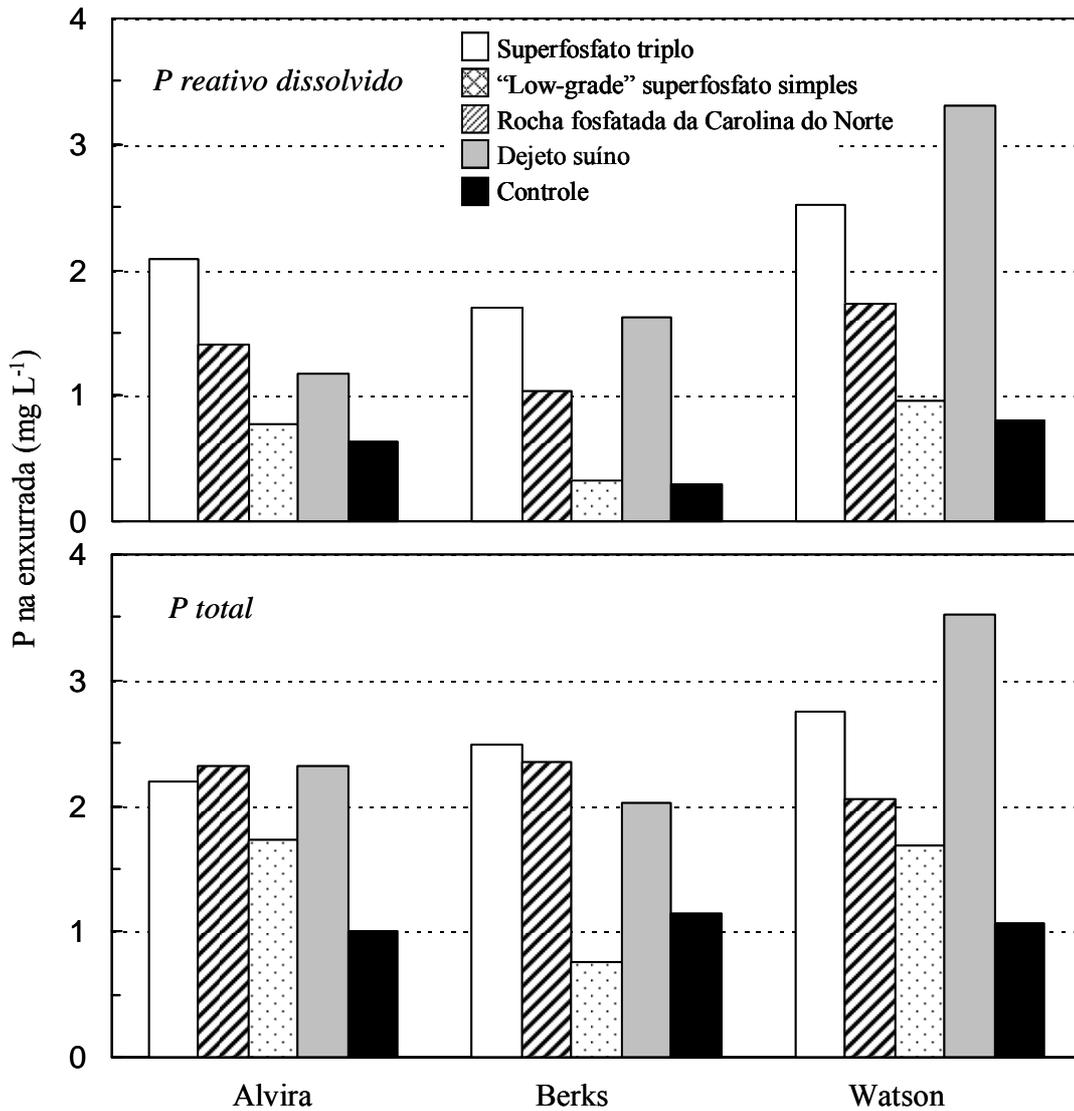


Figura 3.4 – Concentrações de fósforo reativo dissolvido e total na superfície de enxurrada 42 dias após a aplicação das fontes de P nos solos Alvira, Berks e Watson

Tabela 3.3 – Concentração de fósforo reativo dissolvido (PRD) e fósforo total (PT) na superfície de enxurrada[†]

Fontes de P	1 dia após aplicação de P		7 dias após aplicação de P		21 dias após aplicação de P		42 dias após aplicação de P	
	PDR	PT	PDR	PT	PRD	PT	PRD	PT
----- mg L ⁻¹ -----								
Controle	0,27 e	0,34 d	0,37 d	0,46 c	0,38 c	0,48 c	0,37 c	0,44 c
RFCN	0,50 d	0,61 d	0,50 c	0,62 c	0,64 b	0,74 b	0,53 b	0,97 b
LG SFS	41,69 b	43,1 b	3,92 b	3,92 b	2,01 a	2,36 a	1,24 a	1,92 a
SFT	90,47 a	98,06 a	7,73 a	8,12 a	2,94 a	3,38 a	1,96 a	2,06 a
DS	14,66 c	19,05 c	5,11 ab	5,47 ab	3,25 a	3,34 a	1,97 a	2,40 a

[†] Valores seguidos por letras diferentes na mesma coluna são significativamente diferentes ($P < 0,05$) como determinado pelo teste de médias

Nesse estudo, 79% do PT do FST utilizado era solúvel em água, contrastando com 50, 30 e 0,5% para as fontes LG SFS, DS e RFCN respectivamente (Tabela 3.2). Embora a aplicação de todas as fontes de P tenham sido realizadas utilizando-se a mesma dose com base no P total (100 kg PT ha⁻¹), a aplicação das fontes LG SFS, DS e RFCR resultaram em contribuições mais baixas no que diz respeito a fósforo solúvel. Diversos fatores podem afetar o potencial de perda de P por solos tratados com esse nutriente. O fracionamento químico do fósforo, particularmente no que diz respeito a solubilidade em água, provavelmente controla as concentrações de PDR na enxurrada (MCDOWELL; SHARPLEY, 2001). De fato, Moore Junior et al., (2000) observaram que as concentrações de PRD na enxurrada eram proporcionais ao conteúdo de P solúvel em água das fontes aplicadas. Tabbara (2003) observaram concentrações de P comparativamente mais baixas quando da aplicação de dejetos animais em relação a fertilizantes minerais, e atribuíram esse fato à concentração mais baixa do fósforo solúvel em água no dejetos animais em relação ao fertilizante aplicado.

Embora todas as fontes de P tenham apresentado um aumento significativo ($P < 0,05$) nas concentrações de PRD e PT na enxurrada, a aplicação da RFCN resultou em um aumento muito pouco consistente nas concentrações de PRD e PT (Tabela 3.3). O ligeiro aumento observado

pela aplicação da RFCN quando comparando-se com o controle, foi provavelmente devido ao baixo PSA e conseqüentemente à lenta liberação de P proveniente dessa fonte. Esse resultado reflete a lenta cinética de dissolução das rochas fosfatadas (DI; HARRISON; CAMPBELL, 1994), e também que o potencial para liberação de P da fonte RFCN a curto prazo (1 dia após aplicação) é muito menor do que o das demais fontes de P. Mcddowell; Monaghan; Carey (2003), avaliando o efeito da aplicação de 188 kg de superfosfato vs 175 kg de rocha fosfatada reativa $\text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ no transporte de P por enxurrada causada por chuva com intensidade de 15 mm h^{-1} por 1 hora, encontraram concentrações médias de PRD de 0,49 e 0,10 mg L^{-1} ; e PT de 1,0 e 0,30 mg L^{-1} após as aplicações de superfosfato e rocha fosfatada, respectivamente. Em estudo recente, Nguyen; Cooper; Thorrold (1999) encontraram maiores concentrações de PRD na enxurrada proveniente de solos tratados com fontes de fósforo de alta solubilidade em água como SFS e SFT, comparando-se com solos tratados com rochas fosfatadas da Tunísia (Gafsa) e Egito (Kosseir), as quais apresentaram concentrações ligeiramente maiores em relação ao controle 3 dias após a aplicação (Nguyen; Cooper; Thorrold, 1999).

Vinte e um dias após a aplicação das fontes de P, o PRD e PT na enxurrada superficial não diferiram significativamente entre o FST, LG SFS e DS ($P < 0,05$). Entretanto essas fontes apresentaram maiores concentrações de PRD e PT na enxurrada superficial quando comparadas com RFCN e com o controle (Tabela 3.3). Essa tendência também foi observada 42 dias após a aplicação das fontes (Figura 3.4). Quando comparadas com o primeiro dia após a aplicação das fontes de P, as concentrações observadas foram baixas, com uma queda drástica nas concentrações de PRD e PT para todas as fontes de fósforo, com exceção para RFCN. As concentrações do PRD e PT na enxurrada após a aplicação da RFCN apresentaram-se relativamente constantes com o tempo, devido à baixa solubilidade em água dessa fonte em relação às demais fontes de P.

3.2.2.3 Perdas de fósforo na enxurrada superficial

O volume da enxurrada não foi afetado pelas fontes de P utilizadas durante o período experimental (Tabela 3.4). Entretanto, as médias das perdas cumulativas para PRD e PT variaram entre 0,45 e 20,93; e 0,74 e 22,71 kg ha^{-1} respectivamente (Tabela 3.4). A análise de variância mostrou que as fontes de P tiveram um efeito significativo ($P < 0,05$) nas perdas cumulativas para

PRD e PT, com maiores perdas provenientes das caixas tratadas com FST (79% PSA). Observou-se um aumento nas perdas cumulativas de PT em função da concentração de fósforo solúvel em água das fonte de P (FST > LG SFS > DS) (Figura 3.5). A análise de regressão linear (Figura 3.5) mostrou que ambas concentrações de PRD e PT na enxurrada foram altamente correlacionadas positivamente ($R^2 = 0,99$) com o PSA das fontes (Figura 3.5). Esses resultados estão de acordo com os resultados encontrados por Fraklin; Cabrera; Calvert (2006), onde observou-se maiores perdas cumulativas para PRD provenientes de caixas tratadas com SFT (95% PSA) em relação às caixas tratadas com liteira (8% PSA).

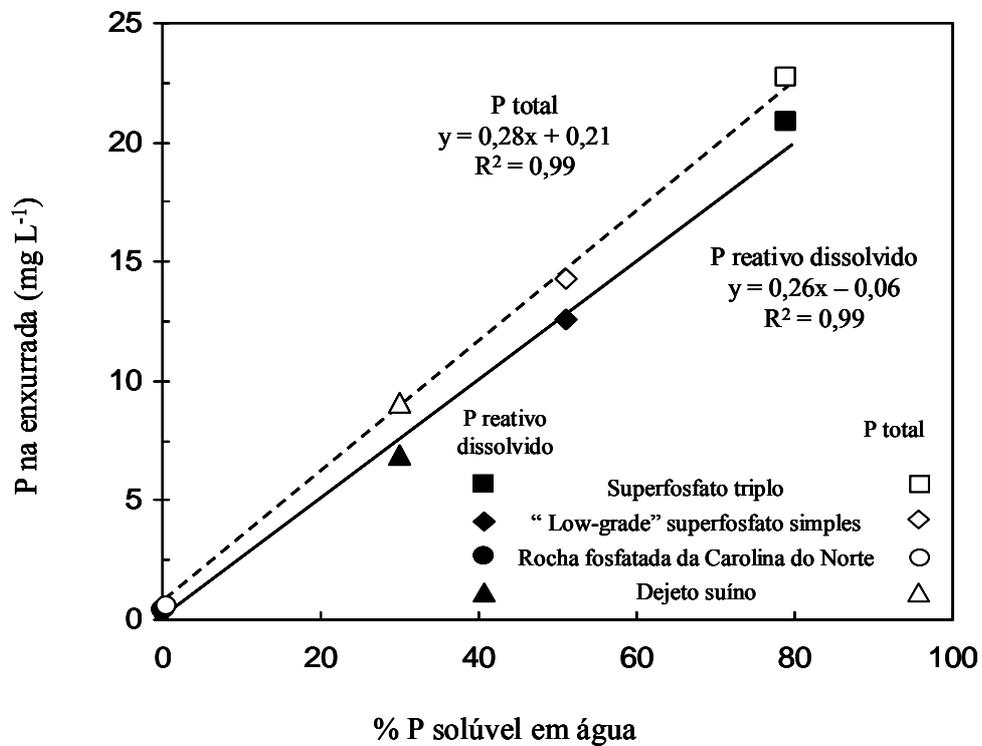


Figura 3.5 – Relação entre P solúvel em água (PSA) das fontes de P e concentrações de fósforo reativo dissolvido e total na enxurrada superficial (média para os três solos)

Tabela 3.4 – Volume da enxurrada superficial e perdas cumulativas de fósforo dissolvido e P total

Solos	Fontes de fósforo †				
	Controle	RFCN	LG SFS	SFT	DS
<i>Volume da enxurrada superficial, L</i>					
Alvira	158	208	226	185	205
Berks	101	105	205	184	211
Watson	199	159	167	174	173
Média ‡	153 a	158 a	200 a	181 a	196 a
<i>Perda cumulativa de P dissolvido reativo, kg ha⁻¹</i>					
Alvira	0,28	0,52	18,08	32,16	5,62
Berks	0,18	0,39	10,78	14,46	5,60
Watson	0,23	0,43	9,18	16,18	6,53
Média ‡	0,23 d	0,45 c	12,68 a	20,93 a	5,92 b
<i>Perda cumulativa de P total, kg ha⁻¹</i>					
Alvira	0,35	0,83	18,36	33,16	6,81
Berks	0,30	0,68	11,92	15,54	6,83
Watson	0,31	0,72	9,99	19,57	7,64
Média ‡	0,32 e	0,74 d	13,42 b	22,71 a	7,09 c

† SFT, superfosfato triplo; LG SFS, “low-grade” superfosfato simples; DS, dejetos suínos; RFCN, rocha fosfatada Carolina do Norte

‡ Média do volume de enxurrada, carga de PRD e PT seguidos por letras diferentes são significativamente diferentes ($P < 0,05$) como determinado pelo teste de médias.

Neste estudo, o PRD apresentou as maiores contribuições nas perdas totais de fósforo (PT), contabilizando em 92, 94, 83 e 61 % nas perdas de P para as caixas tratadas com FST, LG SFS, DS e RFCN.

3.3 Conclusões

Os resultados desta pesquisa mostram claramente a forte influência da solubilidade em água de fontes de P na determinação das concentrações e nas perdas de P na enxurrada superficial. Um aumento drástico no PRD, no PT e nas perdas cumulativas foi observado com o aumento da concentração de PSA das fontes (FST > LG SFS > DS > RFCN > controle).

As concentrações e as perdas de fósforo na enxurrada provenientes da RFCN apresentaram-se ligeiramente superiores em relação ao controle, uma vez que a RFCN contribuiu com uma lenta, porém contínua liberação de P durante o período experimental. As concentrações de P na enxurrada foram maiores no primeiro evento de simulação de chuva (1 dia após a aplicação das fontes de P) diminuindo com o tempo. Esses resultados evidenciam que o uso de fontes de P baseando-se na concentração de fósforo solúvel em água pode se constituir em um indicador do potencial de enriquecimento de P na enxurrada proveniente dessas fontes após a aplicação das mesmas em terras agricultáveis. Como a aplicação das fontes de P foram feitas superficialmente sobre caixas com cobertura vegetal, a influência do tipo de solo nas perdas de P pela enxurrada foi mascarada, sendo assim, o tipo de solo não influenciou nas perdas de solo sob condições de campo no presente estudo.

Esses resultados também contribuem para o incentivo da adoção de diferentes fatores de risco que podem servir como ferramentas no manejo de P, no que diz respeito ao tipo de fonte utilizada como no “P Index” (SHARPLEY et al., 2003), que avaliam o risco de perda de P das terras agricultáveis. Além disso, os resultados desse estudo sugerem que as decisões em função da fonte de P ou tipo de fertilizante aplicado podem influenciar tanto nas respostas ambientais como nas respostas agronômicas. Por exemplo, enquanto o SFT disponibiliza uma quantidade considerável prontamente disponível para a absorção das plantas, este se torna também uma fonte imediata de P na enxurrada. Após a aplicação do SFT o enriquecimento de P na enxurrada diminuiu rapidamente, devido à limitação de fornecimento de P dessa fonte com o passar do tempo. Contrariamente, após a aplicação de fontes de P com baixa solubilidade em água, tal

como LG SFS e RFCN, o enriquecimento de P na enxurrada não foi tão significativo quanto o enriquecimento de P proveniente do SFT logo no início. Entretanto, a baixa concentração de PSA do LG SFS e da RFCN pôde manter a lenta liberação de P, tanto que 42 dias após a aplicação as perdas de P provenientes dos boxes tratados com LG SFS e da RFCN foram similares às perdas das caixas tratadas com FST.

Claramente, uma decisão pode ser tomada a respeito do uso da fonte de P baseando-se na resposta ambiental ou agronômica esperada. Enquanto outros estudos têm sido reportados quanto à eficiência agronômica relativa de diferentes tipos de fertilizantes fosfatados, o presente estudo sugere que as fontes agronômicas mais eficazes apresentam um maior risco no enriquecimento de P na enxurrada. Inversamente, LG SFS e RFCN podem manter concentrações mais baixas de P na enxurrada do que o SFT. Não obstante, se a alta produtividade for a principal consideração da gerência a ser adotada, nesse caso a eficiência agronômica deverá determinar a fonte ou tipo de P a ser aplicado.

Referências

- ASSOCIATION OF OFFICIAL ANALYTICAL CHEMISTS. Fertilizers – phosphorus. In: CUNNIFF, P. (Ed.). **Official Methods of analysis of AOAC International**. 16th ed. Arlington: AOAC International, 1995. p. 1-12.
- BREMNER, J.M. Nitrogen – Total. In: SPARKS, D.L. (Ed.). **Methods of soil analysis**. Part.3. Madison: Soil Sci. Soc. Am., 1996. p. 1085-1121.
- BURKHOLDER, J.A.; GLASGOW, H.B. JUNIOR. *Pfiesteria piscicidia* and other Pfiesteria-dinoflagellates behaviors, impacts, and environmental controls. **Limnology and Oceanography**, Amsterdam, v. 42, p. 1052-1075, 1997.
- CARPENTER, S.R.; CARACO, N.F.; CORREL, D.L.; HOWARTH, R.W.; SHARPLEY, A.N.; SMITH, V.H. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. **Ecological Applications**, Ithaca, v.8, p. 559-568, 1998.
- CHIEN, S.H.; MENON, R.G. Factors affecting the agronomic effectiveness of phosphate rock for direct application. **Fertilizer Research**, Dordrecht, v. 41, p. 227-234, 1995.
- DAY, P.R. Particle fractionation and particle size analysis. In: BLACK, C.A. et al. (Ed.). **Methods of soil analysis**. Part 1. Madison: Am. Soc. Agron., 1965. chap. 15, p. 545-567.

- DI, H.J.; HARRISON, R.; CAMPBELL, A.S. Assessment of methods for studying the dissolution of phosphate fertilizers of differing solubilities in soil. I. An isotopic method. **Fertilizer Research**, Dordrecht, v. 38, p.1-9, 1994.
- FRANKLIN, D.H.; CABRERA, M.L.; CALVERT, V.H. Fertilizer source and soil aeration effects on runoff volume and quality. **Soil Science Society of American Journal**, Madison v. 70, p. 84-89, 2006.
- HENDERSHOT, W.H.; LALANDE, H.; DUQUETE, M. Ion exchange and exchangeable cations. In: CARTER, M.R. (Ed.). **Soil sampling and methods of analysis**. Boca Raton: Lewis Publ., 1993. chap.19, p. 167-176.
- HUMPHRY, J.B.; DANIEL, T.C.; EDWARDS, D.R.; SHARPLEY, A.N. A portable rainfall simulator for plot-scale runoff studies. **Applied Engineering in Agriculture**, St Joseph, v. 18, p. 199-204, 2002.
- KLEINMAN, P.J.A.; SHARPLEY, A.N.; MOYER, B.G.; ELWINGER, G.F. Effect of mineral and manure phosphorus sources on runoff phosphorus. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 31, p. 2026-2033, 2002.
- KUO, S. Phosphorus. In: SPARKS, D.L. (Ed.). **Methods of soil analysis**, Part 3. Chemical methods. Madison: Soil Sci. Soc. Am., 1996. chap. 32, p. 869-919.
- LEON, L.A.; FENSTER, W.E.; HAMMOND, L.L. Agronomic potential of eleven phosphate rocks from Brazil, Colombia, Peru, and Venezuela. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 50, p. 798-802, 1986.
- McDOWELL, R.W.; SHARPLEY, A.N. Approximating phosphorus release from soils to surface runoff and subsurface drainage. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 30, p. 508-520, 2001.
- McDOWELL, R.W.; MONAGHAN, R.M.; CAREY, P.L. Potential phosphorus losses in overland flow from pastoral soils receiving long-term applications of either superphosphate or reactive phosphate rock. **New Zeland Journal of Science**, Wellington, v. 46, p.329-337, 2003.
- McLEAN, E.O. Aluminum. In: BLACK, C.A. et al. (Ed.). **Methods of soil analysis**. Part 2. Madison: Am. Soc. Agron., 1965. chap. 16, p. 963-973.
- MEHLICH, A. Mehlich-3 soil test extractant: a modification of Mehlich-2 extractant. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, Athens, v. 15, p. 1409-1416, 1984.
- MOORE JUNIOR, P.A.; DeLAUNE, P.B.; CARMAN, D.E.; DANIEL, T.C.; SHARPLEY, A.N. Development of phosphorus index for pastures. In: BLAKE, J.P.; PATTERSON, P.H. (Ed.). **Proc. 2000 Natl. Poultry Waste Management Symp.** Auburn: Auburn Press, 2000. chap.9, p. 158-165.

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

NAIR, P.S.; LOGAN, T.J.; SHARPLEY, A.N.; SOMMERS, L.E.; TABATABAI, M.; YUAN, T.L. Interlaboratory comparison of a standardized phosphorus adsorption procedure. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 13, p. 591-595, 1984.

NATIONAL PHOSPHORUS RESEARCH PROJECT. **National phosphorus research project for simulated rainfall - surface runoff studies.**

Disponível em: <http://www.sera17.ext.vt.edu/Documents/National_P_protocol.pdf>. Acesso em: 13 mar. 2006.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL. **Clean coastal waters: Understanding and reducing the effects of nutrient pollution.** Washington, D. C.: National Academy Press, 2000. 405 p.

NGUYEN, M.L.; COOPER, A.B.; THORROLD; B.S. **Phosphorus losses in surface runoff from field plots receiving soluble and slow-release phosphatic fertilizers.** Hamilton: National Institute of Water and Atmospheric Research, 1999. NIWA Client Rep. SQF90201.

OLSEN, S.R.; WATANABE, F.S. A method to determine a phosphorus adsorption maximum of the soils as measured by the Langmuir isotherm. **Soil Science Society of American Proceedings**, Ann Arbor, v. 21, p. 144-149, 1957.

OLSON, R.V. Iron. In: BLACK, C.A. et al. (Ed.). **Methods of soil analysis**, Part 2. Madison: Am. Soc. Agron., 1965. chap. 17, p. 978-998.

PROCHNOW, L.I.; CHIEN, S.H.; CARMONA, G.; HENAO, J. Greenhouse evaluation of phosphorus sources produced from a low-reactive Brazilian phosphate rock. **Agronomy Journal**, Madison, v. 96, p. 761-768, 2004.

PROCHNOW, L.I.; CHIEN, S.H.; TAYLOR, R.W.; CARMON, G.; HENAO, J.; DILLARD, E.F. Characterization and agronomic evaluation of single superphosphates varying in iron phosphate impurities. **Agronomy Journal**, Madison, v. 95, p. 293-302, 2003.

SAS INSTITUTE. **SAS – Version 8.02.** Cary, 2001. 1 CD-ROM.

SHARPLEY, A.N. Plowing to decrease surface stratification of phosphorus in manured soils. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 32, p. 1375-1384, 2003.

SHARPLEY, A.N.; MOYE, B. Phosphorus forms in manure and compost and their release during simulated rainfall. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 29, p. 1462-1469, 2000.

SHARPLEY, A.N.; SYERS, J.K.; GREGG, P.E.H. Transport in surface runoff of phosphorus derived from dicalcium phosphate and superphosphate. **New Zeland Journal of Science**, Wellington, v. 21, p. 307-310, 1978.

SHARPLEY, A.N.; WELD, J.L.; BEEGLE, D.B.; KLEINMAN, P.J.A.; GBUREK, W.J.; MOORE, P.A.; MULLINS, G. Development of Phosphorus Indices for nutrient management planning strategies in the U.S. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 58, p. 137-152, 2003.

SIMS, J.T.; JOERN, B.C.; SIMARD, R.R. Phosphorus losses in agricultural drainage: Historical perspective and current research. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 27, p. 277-293, 1998.

SYERS, J.K.; BROWMAN, M.G.; SMILLIE, G.W.; COREY, R.B. Phosphate sorption by soils evaluated by the Langmuir adsorption equation. **Soil Science Society of American Proceedings**, Ann Arbor, v. 37, p. 358-363, 1973.

TABBARA, H. Phosphorus loss to runoff water twenty-four hours after application of liquid swine manure or fertilizer. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 32, p.1044-1052, 2003.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Environmental indicators of water quality in the United States**. Washington, DC: U.S. Govt. Printing Office, 1996. 85p. EPA 841-R-96-002.

U.S. GEOLOGICAL SURVEY. **The quality of our nation's waters: Nutrients and pesticides**. Denver: USGS Information Services, 1999. 82 pages. U.S. Geological Survey Circular 1225. Disponível em: <<http://www.usgs.gov>>. Acesso em: 13 Mar. 2006.

WITHERS, P.J.A.; CLAY, S.D.; BREEZE, V.G. Phosphorus transfer in runoff following application of fertilizer manure and sewage sludge. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 30, p. 180-188, 2001.

4 EFEITOS DE FONTES DE FÓSFORO E DA INTENSIDADE DE CHUVA NO TRANSPORTE DE FÓSFORO PELA ENXURRADA SUPERFICIAL DE BANDEJAS DE SOLO

Resumo

Efeitos de fontes de fósforo e da intensidade de chuva no transporte de fósforo pela enxurrada superficial de bandejas de solo

O fósforo na enxurrada proveniente de terras agricultáveis tratadas com fertilizantes minerais e dejetos tem sido relacionados com a eutrofização de corpos d'água. Um estudo com simulação de chuva foi conduzido para avaliação dos efeitos de diferentes intensidades de chuvas e fontes de P, diferindo na concentração de P solúvel em água (PSA), no transporte de P na enxurrada de bandejas empacotadas com o solo Berks cultivado com a gramínea anual "ryegrass" (*Lolium multiflorum* Lam.). Superfosfato triplo (SFT; 79% PSA), "low-grade" superfosfato simples (LG SFS; 50% PSA), rocha fosfatada da Carolina do Norte (RFCN; 0,5% PSA) e dejetos suíno (DS; 70 % WSP), foram aplicados (100 kg total P ha⁻¹) e chuva simulada aplicada nas intensidades de 25, 50 e 75 mm h⁻¹ 1, 7, e 21 dias após a aplicação das fontes de P. A concentração de fósforo reativo dissolvido (PRD), fósforo particulado (PP), e fósforo total (PT) foi significativamente maior ($P < 0,01$) na enxurrada com intensidade de chuva de 75 mm h⁻¹ em relação à intensidade 25 mm h⁻¹ para todas as fontes de P. Além disso, o PDR na enxurrada aumentou de acordo com o aumento do PSA das fontes de P, com a enxurrada proveniente da intensidade 50 mm h⁻¹ 1 dia após a aplicação das fontes de P contendo concentrações de 0,25 L⁻¹ para RFCN e 28,10 mg L⁻¹ para o SFT. Em contraste, a proporção de PT na enxurrada como PP foi maior para a fonte de menos PSA (30% PP para RFCN), em relação às fontes com alto PSA (2% PP para SFT) com chuva de intensidade de 25 mm h⁻¹, com essa diferença ainda maior para a intensidade de 75 mm h⁻¹ (38% PP para RFCN e 7% PP para o SFT). O aumento de PP no transporte de P é atribuído ao destaque do transporte de partículas de fontes de P não dissolvidas durante a enxurrada. Esses resultados suportam que a solubilidade do P em água e a intensidade das chuvas devem ser consideradas como indicadores nas perdas de P e também como indicadores das formas que o P pode ser perdido o que é importante na avaliação para riscos a longo prazo pela aplicação de fontes de P no transporte de P na enxurrada superficial.

Palavras – chave: eutrofização, fertilizantes fosfatados, intensidade de chuva, poluição difusa, qualidade da água

Abstract

Rainfall intensity and phosphorus source effects on phosphorus transport in surface runoff from soil trays

Phosphorus runoff from agricultural fields amended with mineral fertilizers and manures has been linked to freshwater eutrophication. A rainfall simulation study was conducted to evaluate the effects of different rainfall intensities and P sources differing in water soluble P (WSP) concentration on P transport in runoff from soil trays packed with a Berks loam and grassed with annual ryegrass (*Lolium multiflorum* Lam.). Triple superphosphate (TSP; 79% WSP), low-grade super single phosphate (LGSSP; 50% WSP), North Carolina rock phosphate (NCRP; 0.5% WSP) and swine manure (SM; 70 % WSP), were broadcast (100 kg total P ha⁻¹) and rainfall applied at 25, 50 and 75 mm h⁻¹ 1, 7, and 21 d after P source application. The concentration of dissolved reactive (DRP), particulate (PP), and total P (TP) was significantly ($P<0.01$) greater in runoff with a rainfall intensity of 75 than 25 mm h⁻¹ for all P sources. Further, runoff DRP increased as P source WSP increased, with runoff from a 50 mm h⁻¹ rain one day after source application having a DRP concentration of 0.25 mg L⁻¹ for NCRP and 28.10 mg L⁻¹ for TSP. In contrast, the proportion of runoff TP as PP was greater with low (30% PP for NCRP) than high WSP sources (2% PP for TSP) with a 25 mm h⁻¹ rain, with this difference even greater at 75 mm h⁻¹ (38% PP for NCRP and 7% PP for TSP). The increased PP transport is attributed to the detachment and transport of undissolved P source particle during runoff. These results support P water solubility and rainfall intensity may be considered as an indicator of P loss and also as an indication of the forms that P can be lost depending on WSP of sources and rainfall intensity, which is important for evaluating the long-term risks of P source application on P transport in surface runoff.

Keywords: diffuse pollution, eutrophication, phosphate fertilizers, rainfall intensity, water quality

4.1 Introdução

A eutrofização acelerada, pelo enriquecimento biológico das águas superficiais resultante da entrada antropogênica de nutrientes, é um dos problemas mais comuns nas águas superficiais nos Estados Unidos (U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 1996; U.S. GEOLOGICAL SURVEY, 1999), limitando o uso da água de beber, para recreação e industrial (HOWARTH et al., 2000; SHARPLEY, 2000). Como o P frequentemente limita a eutrofização dos corpos d'água, o decréscimo das perdas de P na enxurrada tornou-se um alvo principal para a minimização da degradação das águas superficiais (CARPENTER et al., 1998; BOESCH; BRINSFIELD; MAGNIEN, 2001). Segundo o U.S. Environmental Protection Agency (2004), a fonte primária de poluição não pontual degradando a qualidade de rios e lagos é originada da agricultura. O potencial de perdas de P pode aumentar com a aplicação contínua de P como fertilizante mineral e de dejetos para atender uma produção animal e vegetal necessária para uma vasta população mundial que demanda por produção de fibras e proteínas de alta qualidade a custos baixos (U.S. DEPARTMENT OF AGRICULTURE – NATURAL RESOURCE CONSERVATION SERVICE, 2003). Sendo assim, o controle da eutrofização dos corpos d'água requer principalmente a redução das entradas de P nas águas superficiais (SHARPLEY, 2000).

Dois fatores principais que influenciam o movimento do P na enxurrada são: transporte e fonte (GBUREK, SHARPLEY, FOLMAR 2000a; McDOWELL et al., 2004; SHARPLEY; McDOWELL; KLEINMAN, 2001). Os fatores relacionados ao transporte são os mecanismos que causam o movimento de P dentro da paisagem, como a erosão e a enxurrada. Os fatores relacionados às fontes contribuem para o P na enxurrada e incluem a concentração de P no solo, dose, época, método e forma de aplicação de P (como fertilizante e/ou dejetos). No que diz respeito ao “fator fonte”, existem vários tipos de fertilizantes fosfatados disponíveis no mercado como fertilizantes orgânicos (farinha de ossos, farelo de algodão, emulsões de peixe, e lodo de esgoto processado), e fertilizantes inorgânicos (como rochas fosfatadas reativas, fosfatos acidulados e termofosfatos). Entretanto, um dos fertilizantes fosfatado mais utilizado é o superfosfato triplo (SFT) devido a sua alta solubilidade e conseqüente disponibilidade imediata para o aproveitamento pelas plantas. Outros fertilizantes com baixa solubilidade em água, como a rocha fosfatada da Carolina do Norte (RFCN) e o “low-grade” superfosfato simples (LG SFS), podem ser utilizados para a manutenção de fonte de P ao longo do tempo devido a sua viabilidade

residual e baixo custo (CHIEN; MENON, 1995; LEON; FENSTER; HAMMOND, 1986; PROCHNOW et al., 2004). Estudos recentes têm demonstrado uma estreita relação entre o fósforo solúvel em água (PSA) e de fertilizantes e dejetos aplicados ao solo e o P na enxurrada. Por exemplo, Kleinman et al., (2002) observaram que a concentração do PSA de dejetos de gado de leite, aves e suínos aplicados na superfície de três solos estavam altamente correlacionados com o fósforo reativo dissolvido na superfície da enxurrada ($R^2 = 0,86$). Shigaki; Prochnow; Sharpley (2006) avaliaram as perdas de P na superfície da enxurrada após a aplicação de FST (79% PSA), LG SFS (50% PSA), e dejetos suíno (30% PSA), na dose de 100 kg P ha⁻¹. Esses autores acharam uma perda cumulativa para PRD e PT seguidos pelo incremento de PSA das fontes (FST > LG SFS > DS > RFCN).

Em termos de “fatores de transporte” que podem influenciar o movimento do P na paisagem, a enxurrada e a erosão podem ser prontamente estimadas (RENARD et al., 1997). Entretanto, os riscos da intensidade e duração das chuvas, representados pelo período de retorno das chuvas, não é tão facilmente definido. Gburek et al. (2000b) esclareceram esta probabilidade (ou risco) em associação com outros conceitos variáveis de fontes, com o intuito de definir a distância do canal que contribui com o fluxo da enxurrada para os corpos d’água. O período de retorno é a probabilidade de ocorrência de uma chuva ou de um evento de inundação com uma magnitude particular. O período de retorno é tipicamente expresso em termos de anos, é e mais simplesmente definido como um evento particular que ocorre uma vez em média dentro do período de retorno. Por exemplo, um evento da inundação que tem um período de retorno de 10 anos ocorrerá, em média a longo prazo, uma vez a cada 10 anos, mais não necessariamente uma vez dentro de cada período de 10 anos (GBUREK et al., 2000b). O efeito do período de retorno pode ser avaliado variando-se a intensidade das chuvas. Srinivasan; Kleinman; Gburek (2001) observaram que a intensidade das chuvas afeta a geração de enxurrada superficial, assim as concentrações de nutrientes na enxurrada. Similarmente, Sporre-Money; Lanyon; Sharpley (2004) identificaram que chuvas com alta intensidade causam uma maior proporção de P particulado no P total da enxurrada quando comparado com chuvas de baixa intensidade.

Fraser; Harrod; Haygarth (1999) monitorando a enxurrada superficial de campos cultivados com culturas de inverno, observaram que com o aumento da intensidade das chuvas de 1 para 10 mm h⁻¹, houve um incremento na enxurrada da erosão (14 para 114 kg ha⁻¹ h⁻¹), do PRD (15 para 218 g ha⁻¹ h⁻¹), e do P particulado (16 to 319 g ha⁻¹ h⁻¹). Também, Sharpley (1985a)

observaram que o efeito da profundidade de interação entre a superfície do solo e o P na enxurrada para cinco solos em Oklahoma e no Texas, aumentou de 2,7 para 14,2 mm com o aumento da intensidade das chuvas de 50 para 160 mm h⁻¹ com 2% de declive e de 6,9 to 27,3 mm com 20% de declive do solo.

Entretanto, têm-se poucos estudos que controlam variáveis como intensidade de chuvas e PSA das fontes. Essa informação é necessária para promover um melhor entendimento do transporte de P no processo para o desenvolvimento de um manejo estratégico específico de P para cada local que minimize as perdas de P e que proteja a qualidade da água.

Este estudo descreve os efeitos da intensidade das chuvas no transporte da enxurrada superficial de bandejas de solo tratadas com fontes de P variando em sua PSA. Chuvas simuladas (25, 50, e 75 mm h⁻¹) foram aplicadas seguindo o protocolo “National Phosphorus Research Project” (2006). No presente estudo, fontes de P minerais e de suíno (usualmente definidas como fontes orgânicas) foram utilizadas. Entretanto, no decorrer do texto, será feita referência para ambas, fontes minerais e orgânicas de P, como “fontes de P” para facilitar a discussão.

4.2 Desenvolvimento

4.2.1 Material e métodos

4.2.1.1 Solos e fontes de P

4.2.1.1.1 Coleta de solo

Amostras superficiais (7,5 cm) do solo Berks foram coletadas em abril de 2005 na sub-bacia Mahantango Creek, com área de 39,5 ha; sendo esta localizada na bacia d'água em área agrícola com rotação de culturas denominada FD-36, que por sua vez deságua no rio Susquehanna e ultimamente na Baía Chesapeake. A profundidade das amostras de solo foram coletadas com base na profundidade utilizada para as bandejas para a enxurrada (7,5 cm). As amostras de solo foram secas ao ar e peneiradas com uma peneira de 19 mm, e completamente misturadas antes de serem acondicionadas nas bandejas. O pré-tratamento do solo foi mínimo, e uma peneira mais grosseira foi utilizada para remover pedras e resíduos de plantas. Uma

subamostra de solo foi posteriormente peneirada (2mm) para análise para caracterização química e física do solo.

4.2.1.1.2 Análises do solo

O pH do solo foi analisado utilizando um eletrodo de vidro misturando-se 5 g de solo seco ao ar com 5 mL de água destilada. A capacidade de troca catiônica (CTC) foi determinada segundo a metodologia proposta por Hendershot; Lalande; Duquete (1993) utilizando-se 1M NH₄OAc ajustado a pH 7,0. O Fe e Al extraíveis foram determinados agitando-se 0,5 g de solo em 20 mL de solução 1M NH₄OAc (pH 4,8) por 2 h (OLSON, 1965; MCLEAN, 1965). A análise granulométrica foi realizada pelo método do hidrômetro após a dispersão das partículas com hexametáfosfato de sódio (DAY, 1965). O fósforo do solo extraível por Mehlich-3 foi determinado agitando-se 1 g de solo com 10 mL da solução 0,2 M CH₃COOH, 0,25 M NH₄NO₃, 0,015 M NH₄F, 0,013 M HNO₃, e 0,001 M EDTA por 5 minutos (MEHLICH, 1984). O fósforo total foi analisado pelo procedimento modificado do semimicro Kjeldahl (BREMNER, 1996). Para todas as extrações de fósforo acima citadas, as concentrações de P foram determinadas pelo método colorimétrico segundo Murphy e Riley (1962).

4.2.1.1.3 Fontes de P

Para esse estudo foram selecionadas três fontes minerais, variando em sua solubilidade em água, e dejetos suíno. Os fertilizantes minerais utilizados foram: LG SFS (obtido pela acidulação do concentrado apatítico da rocha fosfatada de Araxá), SFT e RFCN. A solubilidade em água das fontes minerais foi determinada pelo “Association of Official Analytical Official Method 977.01”; e a solubilidade em citrato neutro de amônio – EDTA pelo método 993.31 (ASSOCIATION OF OFFICIAL CHEMISTS, 1995).

A matéria seca do dejetos suíno foi determinada gravimetricamente após secagem a temperatura 70°C. A concentração de P solúvel em água do dejetos suíno foi determinada agitando-se 1 g (peso seco) da amostra úmida com 200 mL de água destilada por 1 hora (SHARPLEY; MOYER, 2000). O fósforo total do dejetos foi determinado pelo método semimicro-Kjeldahl modificado (BREMNER, 1996). Os extratos obtidos pelas extrações feitas

com água para (%PSA), e por digestão para P total foram filtrados em papel de filtro (Whatman N° 1), e o P determinado para ambos extratos pelo método colorimétrico Murphy e Riley (1962).

4.2.1.2 Bandejas de solo para coleta da água da enxurrada e simulações de chuva

Bandejas de aço inoxidável foram preenchidas com solo seco ao ar e peneirado (19 mm), seguindo o “National Phosphorus Research Project” (2006). As bandejas tinham dimensões de 1 m comprimento, 20 cm de largura e 7,5 cm de profundidade, com as paredes laterais e traseiras elevadas a 2,5 cm a mais que a superfície do solo, e com furos de 5 mm na base da bandeja (Figura 4.1). Um pano foi colocado no fundo da bandeja, e em seguida foi colocada uma quantidade de solo suficiente para atingir a densidade de $1,4 \text{ g cm}^{-3}$, a qual representa a densidade a campo do solo Berks. Após o empacotamento das bandejas com solo, a gramínea anual ryegrass (*Lolium multiflorum* Lam.) foi plantada com o intuito de promover a cobertura vegetal das bandejas para esse estudo.

As bandejas foram regadas regularmente em quantidade suficiente de água para promover o crescimento da gramínea, mais não o suficiente para induzir enxurradas superficiais. A grama foi cortada 7 dias após o plantio para favorecer o estabelecimento do sistema radicular. Após a incubação e crescimento por 60 dias, a grama foi cortada a 5 cm de altura para que se mantivesse a uniformidade da cobertura vegetal entre todas as bandejas. Para assegurar que a umidade inicial do solo fosse consistente entre os tratamentos, as bandejas de solo foram irrigadas até atingir aproximadamente a capacidade de campo (umidade do solo de 30%). Cada fonte de P foi aplicada em superfície um dia antes do primeiro evento de simulação de chuva na dose de $100 \text{ kg P total ha}^{-1}$. Todos os tratamentos foram conduzidos em duplicata.

A enxurrada foi gerada pela aplicação de chuva artificial, com as bandejas de solo posicionadas com 3% de inclinação, utilizando-se os aspersores: TeeJet™ 2HH-SS24WSQ, TeeJet™ 2HH-SS30WSQ e TeeJet™ 2HH-SS50WSQ posicionados aproximadamente a 2,5 centímetros acima do solo para ser atingida a velocidade terminal (HUMPHREY et al., 2002). As chuvas artificiais foram aplicadas com intensidade de 25, 50 e 75 mm h^{-1} com um coeficiente de uniformidade $> 0,83 \%$ sobre uma área de 4 m^2 logo abaixo do aspersor. As intensidades aplicadas representam períodos de retorno de 2, 5 e 10 anos respectivamente no centro-sul da Pensilvânia. Para cada intensidade, a duração da chuva foi controlada para que fosse obtido um

volume total de água de chuva aplicado igual para cada bandeja. Para tal, a simulação de chuva teve duração de 60, 30 e 20 minutos para as intensidades 25, 50, e 75 mm h⁻¹, respectivamente, resultando na aplicação de 5 litros de água de chuva. As simulações foram realizadas 1, 7 e 21 dias após as aplicações das fontes de P. O volume total da enxurrada gerado para cada bandeja foi coletado através de uma calha equipada com um dossel introduzido na borda mais baixa da bandeja, para excluir a entrada direta da chuva (Figura 4.1).

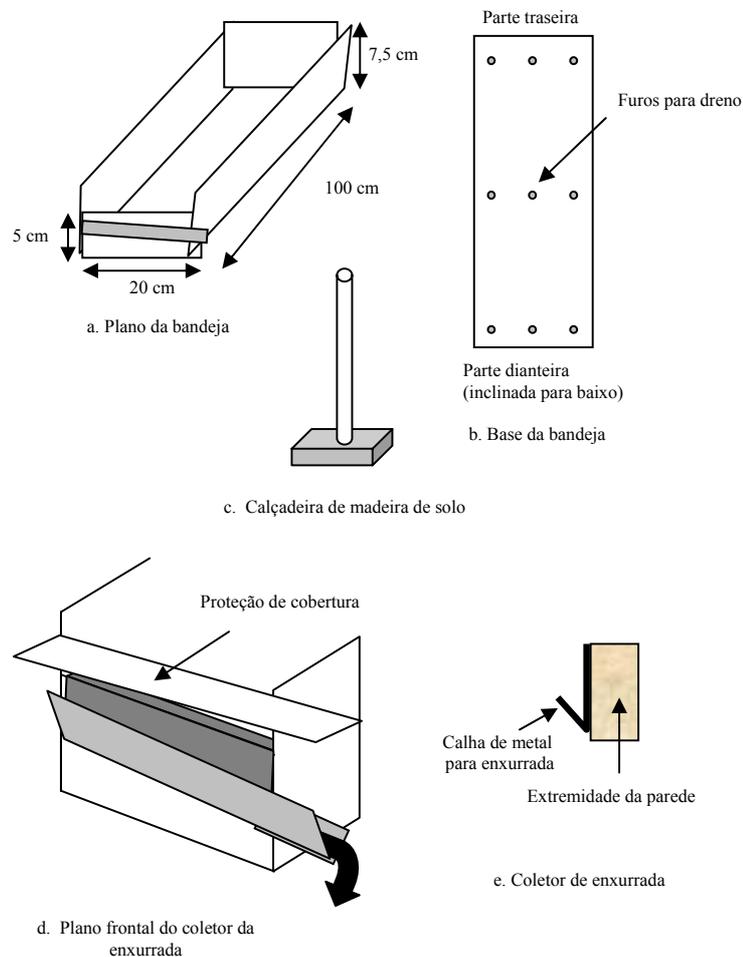


Figura 4.1 – Diagrama esquemático das bandejas de solo utilizadas nesse estudo, incluindo (a) dimensões totais, (b) furos para dreno na base da bandeja, (c) calçadeira de madeira para encher a bandeja com o solo, (d) plano frontal com o coletor de enxurrada, (e) coletor de enxurrada

4.2.1.2.1 Análises da água

Uma amostra de 500 mL foi coletada de cada balde de coleta de enxurrada e após ser homogeneizada, uma subamostra de 50 mL foi imediatamente filtrada utilizando-se um filtro de 0,45- μm de diâmetro de poros, e estocada a 4⁰C. O fósforo reativo dissolvido (PRD) nas amostras filtradas foram analisados até 24 horas após a coleta pelo método Murphy e Riley (1962). O P total foi determinado nas amostras não filtradas por digestão com persulfato ácido (KUO, 1986). O fósforo particulado foi calculado pela diferença entre PT e PDR. Todas as análises foram conduzidas em duplicatas.

Deve-se enfatizar que o uso das bandejas empacotadas com solo e a simulação de chuvas tem a intenção de avaliar o efeito dos tratamentos no transporte de P sob condições controladas e não pretendem substituir as caixas para coletas de enxurrada utilizadas no campo. Sendo assim, estas devem ser utilizadas para avaliar efeitos específicos de determinadas variáveis no transporte de P e não para quantificar perdas que podem ocorrer em um estudo de campo.

4.2.1.3 Análises estatísticas

As análises estatísticas foram realizadas utilizando-se o “Statistical Analysis System” (SAS INSTITUTE, 2001). Os dados foram testados quanto a normalidade utilizando-se o “Statistical Analysis System” (SAS INSTITUTE, 2001), mostrando normalidade em sua distribuição; desta forma não se tornou necessária a transformação dos dados. Análise de variância (ANOVA) foi utilizada para determinar os efeitos de tratamento. As análises de comparação de médias foram determinadas pelo teste de Duncan com nível de significância de 5% de probabilidade (SAS INSTITUTE, 2001).

4.2.2. Resultados e discussão

4.2.2.1 Caracterização do solo e das fontes de P

As propriedades físicas e químicas do solo Berks selecionado para o presente estudo são apresentadas na Tabela 4.1. A concentração de fósforo extraído por Mehlich-3 (69 mg kg⁻¹)

apresentou-se um pouco acima do valor ótimo para solos cultivados na Pensilvânia (60 mg kg^{-1} ; BEEGLE, 2002), e menor que 1/3 do valor crítico de P geralmente observado para a Pensilvânia (200 mg kg^{-1} ; WELD et al., 2003). O local de onde as amostras do solo Berks foram coletadas, não recebeu aplicações de fertilizantes fosfatados ou dejetos nos últimos 10 anos.

Tabela 4.1 – Propriedades do solo Berks utilizado nesse estudo

Soil	Mehlich 3 P	P total	CTC [†]	pH	C	Al	Fe	Sand	Silt	Clay
	mg kg^{-1}		$\text{meq } 100\text{g}^{-1}$		g kg^{-1}		mg kg^{-1}	-----	%	-----
Berks	69	457	10,7	6,3	1,71	23,7	22,5	48	34	18

[†]CTC, capacidade de troca catiônica.

Para as fontes de P utilizadas, grandes diferenças foram observadas na concentração de PSA, que aumentou na ordem: RFCN, DS, LG SFS e SFT (Tabela 4.2). Entretanto, a RFCN apresentou maior concentração de PT (133 g kg^{-1}) quando comparada com o LG SFS (79 g kg^{-1}) e com o dejetos suíno (1 g kg^{-1}). Como resultado, a percentagem da solubilidade em água do PT aumentou na ordem: RFCN (0,5%), LG SFS (50%), DS SM (70,0%), and TSP (79%) (Tabela 4.2).

Tabela 4.2 – Propriedades das fontes de P usadas nesse estudo

Fontes de P	P total		P solúvel em água		P solúvel em Citrato-EDTA + H ₂ O		Conteúdo de umidade
	g kg^{-1}		g kg^{-1}	% P total	g kg^{-1}	% P total	%
Rocha fosfatada Carolina do Norte	133		0,6	0,5	16,4	12	0
Low-grade superfosfato simples	79		39,9	50,5	54,9	70	0
Superfosfato triplo	201		159,0	79,1	185,3	92	0
Dejetos suíno	1.0		0,7	70,0	ND [†]	ND [†]	90

ND[†], dado não determinado

4.2.2.2 Fósforo na enxurrada e fontes de P

Correlações simples foram usadas para descrever a dependência do PSA nas concentrações de PDR e PP na enxurrada 1 dia após a aplicação das fontes de P (Figura 4.2).

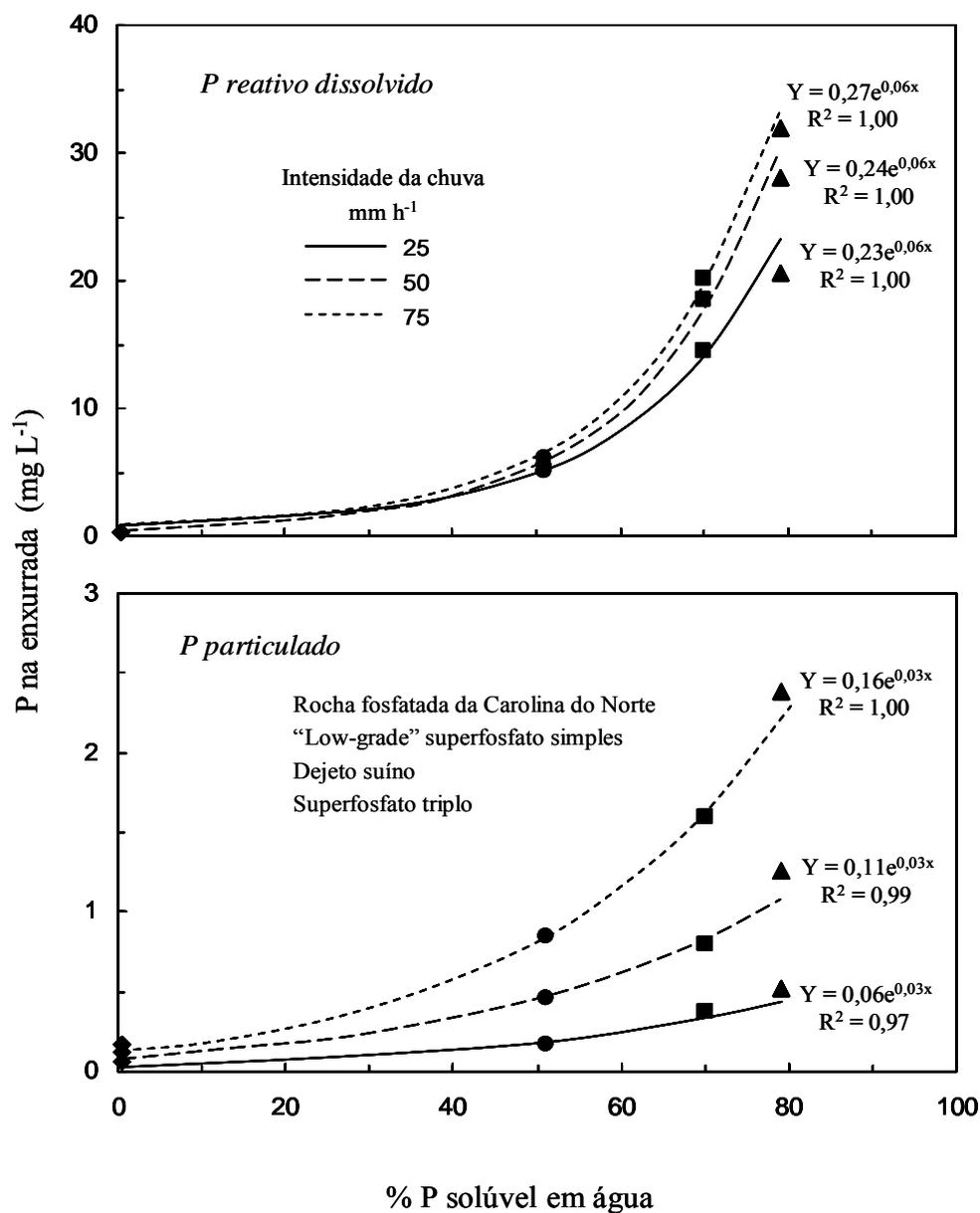


Figura 4.2 – Relação entre P solúvel em água (PSA) das fontes de P e concentrações de fósforo reativo dissolvido e particulado na enxurrada 1 dia após a aplicação das fontes

Para cada intensidade de chuva simulada, houve um incremento exponencial significativo ($P < 0,01$) nas concentrações de PRD, PP com o PSA 1 dia após a aplicação (R^2 variando de 0,97 a 1,00). Correlações similares entre PSA de fontes de P e PRD e PP na enxurrada foram observadas 7 e 21 dias após a aplicação das fontes de P, embora o valor e a magnitude dessas concentrações tenham sido menores. A maior proporção de PT perdido na enxurrada foi na forma de PRD calculando-se uma média para todas as fontes, intensidades e eventos de chuva simulada (Tabela 4.3).

Tabela 4.3 – Concentração de fósforo reativo dissolvido, particulado e total na superfície da enxurrada das bandejas de solo em função das fontes de P, tempo após aplicação e intensidade das chuvas †

Intensidade das chuvas mm h ⁻¹	Controle			RFCN			LG SFS			SFT			DS		
	1 dia	7 dias	21 dias	1 dia	7 dias	21 dias	1 dia	7 dias	21 dias	1 dia	7 dias	21 dias	1 dia	7 dias	21 dias
P dissolvido reativo, P mg L⁻¹															
25	0,20 a	0,16 a	0,13 a	0,23 a	0,23 a	0,14 a	5,08 b	1,25 b	0,57 b	20,58 b	2,8 a	0,91 b	14,42 b	3,64 b	2,75 a
50	0,22 a	0,23 a	0,16 a	0,25 a	0,25 a	0,18 a	5,46 ab	1,31 ab	0,58 b	28,10 a	2,69 a	1,18 b	18,51 ab	4,29 a	2,89 a
75	0,27 a	0,26 a	0,20 a	0,27 a	0,26 a	0,20 a	6,13 a	1,54 a	0,73 a	31,99 a	3,45 a	1,83 a	20,21 a	4,49 a	2,97 a
P particulado, mg L⁻¹															
25	0,07 b	0,11 a	0,04 a	0,10 b	0,13 b	0,06 b	0,60 b	0,83 b	0,08 b	0,44 c	0,34 b	0,31 b	0,13 c	0,50 c	0,32 b
50	0,09 b	0,12 a	0,11 a	0,12 b	0,18 ab	0,14 ab	0,79 b	1,12 ab	0,22 a	1,26 b	0,35 b	0,35 b	0,80 b	0,66 ab	0,33 b
75	0,19 a	0,15 a	0,12 a	0,17 a	0,24 a	0,22 a	1,62 a	1,40 a	0,26 a	2,38 a	0,85 a	0,76 a	1,60 a	1,08 a	0,70 a
P total, mg L⁻¹															
25	0,27 b	0,27 b	0,18 b	0,33 b	0,36 b	0,20 b	5,68 b	2,07 b	0,66 a	21,03 c	2,83 b	1,22 b	14,55 b	4,15 b	3,07 a
50	0,31 b	0,36 ab	0,27 ab	0,37 ab	0,43 ab	0,32 ab	6,25 b	2,43 ab	0,80 a	29,36 b	3,05 b	1,53 b	19,31 a	4,95 ab	3,22 a
75	0,47 a	0,41 a	0,32 a	0,45 a	0,50 a	0,43 a	7,75 a	2,95 a	0,99 a	34,37 a	4,30 a	2,58 a	21,81 a	5,57 a	3,67 a

† Concentrações para cada forma de P, fonte de P e tempo após aplicação seguidos pela mesma letra não são diferentes significativamente ($P < 0,05$) como determinado pelo teste de médias

A concentração de PRD na enxurrada superficial decresceu rapidamente com o tempo após a aplicação do LG SFS, SFT e DS para cada intensidade de chuva (Tabela 4.3). Por exemplo, a concentração de PRD 1 dia após a aplicação de SFT foi de $28,1 \text{ mg L}^{-1}$, e após 21 dias foi de $1,18 \text{ mg L}^{-1}$, com a chuva simulada de intensidade de 50 mm h^{-1} . O decréscimo do PRD na enxurrada entre 1 e 21 dias após a aplicação das fontes de P, com média para as três intensidades de chuva, aumentou em função do PSA da fonte de P ($4,93 \text{ mg L}^{-1}$ para o LG SFS; $14,85 \text{ mg L}^{-1}$ para o DS; e $25,59 \text{ mg L}^{-1}$ para o SFT). De fato, o decréscimo de ambos PRD e PT foram altamente correlacionados com o PSA das fontes de P (R^2 de 0,98 a 0,99; Figura 4.3).

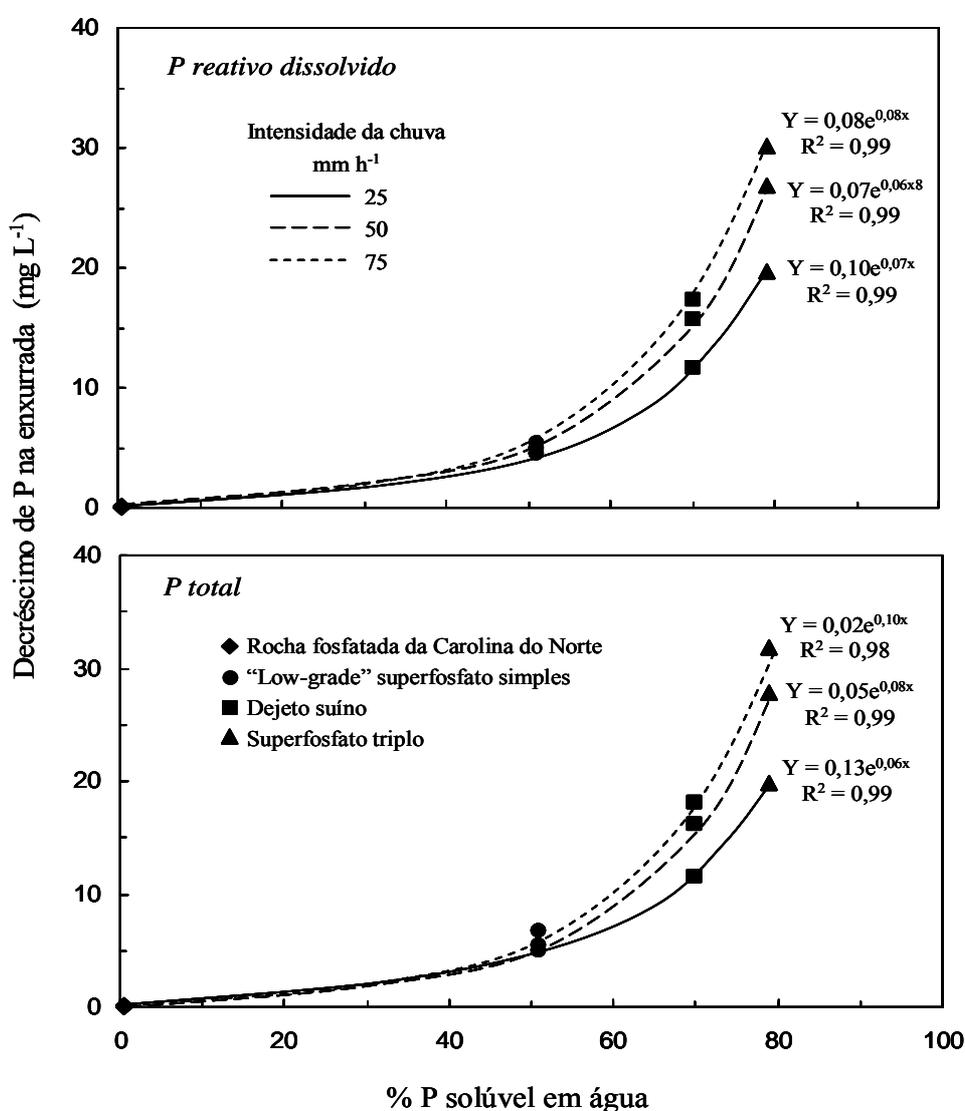


Figura 4.3 – Relação entre o decréscimo nas concentrações de fósforo reativo dissolvido e total na enxurrada entre os eventos de chuva 1 e 21 e o P solúvel em água das fontes de P

Para a RFCN, a qual apresenta baixo PSA (0,5% do PT como PSA), o decréscimo na concentração de PDR entre os eventos de chuva simulada 1 e 21 dias após aplicação das fontes de P foi de $0,08 \text{ mg L}^{-1}$ (média para as três intensidades de chuva; Tabela 4.3). Houve um pequeno decréscimo no PP com o tempo após a aplicação quando comparado com o PRD, embora que para a intensidade mais alta (75 mm h^{-1}) tenha sido observado um decréscimo para o SFT $1,62 \text{ mg L}^{-1}$ entre as chuvas do dia 1 e 21, para o LG SFS $1,36 \text{ mg L}^{-1}$, e para o DS $0,9 \text{ mg L}^{-1}$. Para a RFCN não houve efeito consistente da chuva – em relação a tempo e PP na enxurrada, tal que a dissolução lenta da RFCN manteve uma considerável quantidade de partículas de fertilizante não dissolvidas na superfície do solo que poderia ser transportada durante a enxurrada (Tabela 4.3). Sharpley (1997) também observou um decréscimo nas concentrações de PRD durante eventos sucessivos de chuva avaliando 10 tipos de solos diferentes tratados com dejetos de aves.

Diversos mecanismos provavelmente contribuem para o decréscimo das concentrações de P na enxurrada após eventos de chuva sucessivos. A água da enxurrada provavelmente remove quantidades suficientes de P da superfície do solo de tal forma que o P se torna menos disponível para a enxurrada com o passar do tempo. Outro mecanismo que controla a disponibilidade de P para a enxurrada com o passar do tempo é a sorção do P solúvel aplicado pelo solo intacto. Especificamente, com cada evento de chuva, a infiltração da água transloca P dissolvido para dentro do perfil do solo (VADAS; KLEINMAN; SHARPLEY, 2004). O P dissolvido na água de infiltração da chuva está sujeito a sorção pelos colóides do solo, que devido a histerese das reações de sorção e desorção, diminui eficazmente o P na solução do solo e conseqüentemente a disponibilidade de P para a água de enxurrada (KLEINMAN; SHARPLEY, 2003).

4.2.2.3 Fósforo na enxurrada e intensidade das chuvas simuladas

Observou-se um incremento significativo ($P < 0,01$) nas concentrações de PRD e PP na enxurrada seguindo o aumento da intensidade da chuva de 25 para 75 mm h^{-1} 1 dia após a aplicação das fontes de P (R^2 variando de 0,97 a 1,0; Figura 4.2). Para todas as fontes de P, as concentrações de PRD, PP e PT foram significativamente maiores ($P < 0,05$) para a intensidade de chuva 75 mm h^{-1} comparando-se com a intensidade 25 mm h^{-1} , com exceção para PDR para a RFCN (Tabela 4.3). Embora tenha ocorrido uma tendência no aumento da concentração de P de acordo com o aumento da intensidade das chuvas, os valores para a intensidade 50 mm h^{-1} não

foram consistentemente maiores que os valores para a intensidade 25 mm h^{-1} , ou menores que para a intensidade 75 mm h^{-1} . A intensidade das chuvas não teve nenhum efeito ($P < 0.05$) nas concentrações de PRD na enxurrada para o controle (Tabela 4.3), para P particulado, entretanto, as concentrações na enxurrada 7 e 21 dias após a aplicação de P foram maiores para a intensidade de 75 mm h^{-1} em relação a intensidade de 25 mm h^{-1} . As concentrações de P total na enxurrada para a intensidade de 75 mm h^{-1} foram consistentemente maiores em relação a intensidade de 25 mm h^{-1} para todas as fontes de P e todas as épocas de aplicações das chuvas, exceto para LG SFS e DS depois de 21 dias (Tabela 4.3).

Para cada intensidade de chuva 1 dia após a aplicação das fontes de P observou-se um aumento na proporção de PT como PRD com o aumento do PSA das fontes (Figura 4.4). Embora tendências similares tenham sido observadas para a enxurrada 7 e 21 dias após a aplicação das fontes de P, a magnitude das mudanças e significância foi muito menor em relação ao dia 1 após a aplicação das fontes de P. Com o aumento da intensidade das chuvas, existe um grande aumento no grau de interação entre a superfície do solo e a enxurrada (AHUJA et al., 1981; SHARPLEY, 1985a). KLEINMAN et al., (2006) também observou que quando a intensidade das chuvas aumentou de 29 para 70 mm h^{-1} a enxurrada resultante teve maior concentração de PRD ($0,35$ e $0,70 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente) e de PT ($0,55$ e $0,99 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente). Existe assim, uma maior massa de solo e desse modo, uma maior quantidade de P pode ser liberada para a água de enxurrada comparada com chuvas de baixa intensidade; culminando em altas concentrações de PRD.

Observou-se um aumento concomitante na proporção de PT como PP na enxurrada 1 dia após a aplicação das fontes de P (Figura 4.4). Claramente, como a intensidade das chuvas aumentou de 25 para 75 mm h^{-1} , a proporção de PT na enxurrada como PP aumentou para todas as fontes. O aumento na proporção de PT como PP foi maior para as fontes com menor solubilidade (Figura 4.4). Por exemplo, 1 dia após a aplicação, a percentagem de PP aumentou de 30 para 38% para RFCN (0,5% PSA), 11 para 21% para LG SFS (50% PSA), 1 para 7 para o DS (70% PSA), e de 2 para 7 para SFT (79% PSA). Esses resultados sugerem uma diferença no escoamento superficial de P para as diferentes fontes de P utilizadas nesse estudo.

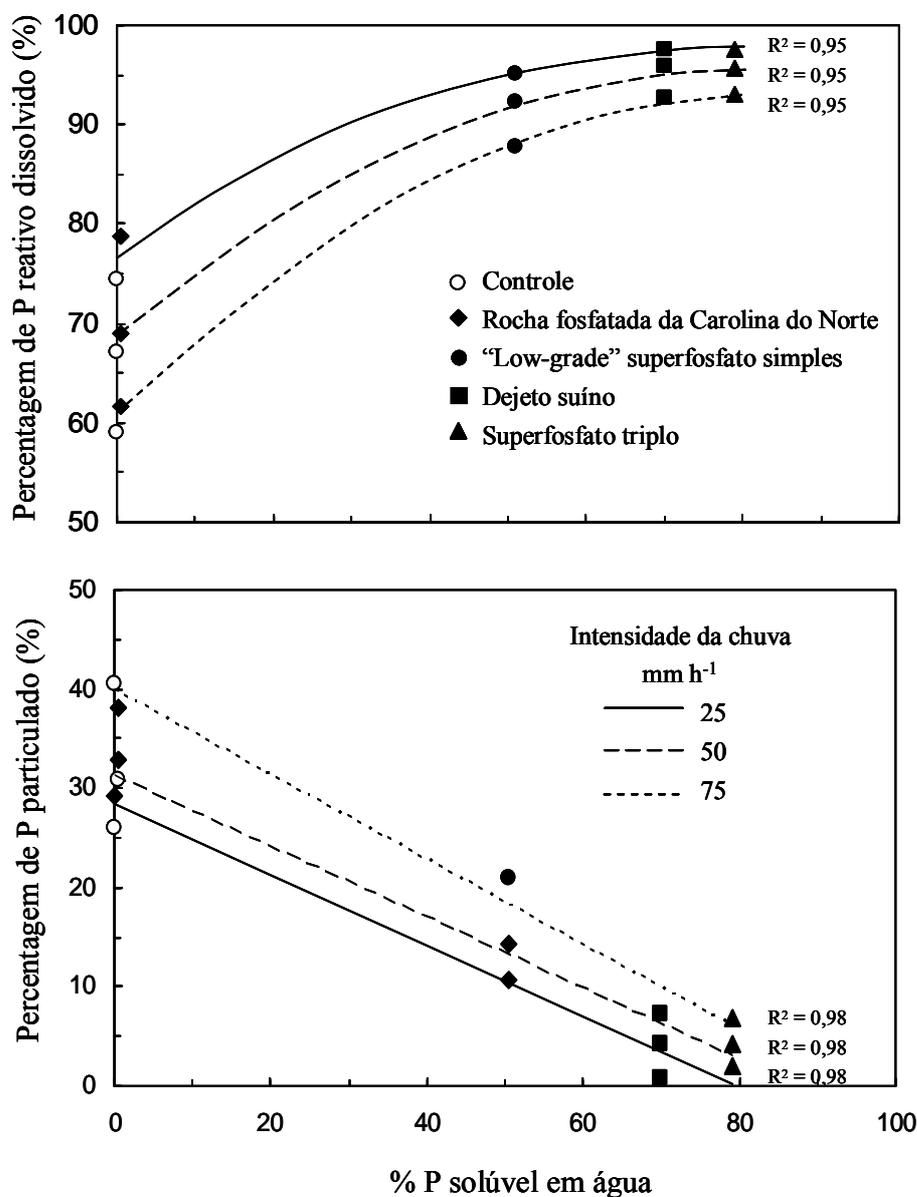


Figura 4.4 – Relação entre a solubilidade em água da fonte de P e a percentagem de P total na forma de P reativo dissolvido e P particulado na enxurrada 1 dia após a aplicação, em função da intensidade das chuvas

É provável que a taxa mais lenta de dissolução da RFCN tenha resultado em um aumento do movimento de P pela lavagem das partículas de fertilizantes, com maior percentagem de PP para a maior intensidade de chuva. Por exemplo, com o aumento da intensidade de chuva (60 para 120 mm h⁻¹), observou-se um aumento na energia erosiva da enxurrada resultante (SHARPLEY, 1985b). Em adição, vários estudos têm mostrado que quando a erosão aumenta, a

proporção de P exportado na enxurrada como PP também aumenta (CHAMBERS; GARWOOD; UNWIN, 2000; HEATHWAITE et al., 2005; SHARPLEY; SMITH 1990). Ambos fatores contribuem para um maior transporte de PP ligado ao sedimento e de fontes de P não dissolvidas com o aumento da intensidade das chuvas. Sharpley; Syers; Greeg (1978) observaram uma perda apreciavelmente maior para o PP na superfície da enxurrada ($4,92 \text{ kg P ha}^{-1}$), quando foi aplicado fosfato dicálcico, uma fonte de baixa liberação de P quando comparado com o superfosfato simples ($2,63 \text{ kg ha}^{-1}$), em uma pastagem permanente na Nova Zelândia. Entretanto, as perdas de P como PRD foi menor com a aplicação do fosfato dicálcico ($2,17 \text{ kg ha}^{-1}$) quando comparadas com os superfosfato simples ($2,80 \text{ kg P ha}^{-1}$). Em adição, Sharpley e Syers (1982) avaliando os efeitos do superfosfato simples (50 kg P ha^{-1}) aplicado nas formas sólida e líquida, no transporte de PRD e PP na superfície da enxurrada de uma pastagem estabelecida utilizando caixas para enxurrada, observaram que a aplicação do SFS na forma sólida resultou em maiores concentrações de P como PP na superfície da enxurrada ($4,02 \text{ mg L}^{-1}$) comparando-se com a forma líquida ($1,62 \text{ mg L}^{-1}$). É provável que as partículas não dissolvidas possam ser transportadas diretamente na superfície da enxurrada após a aplicação de fertilizante na forma sólida em adição ao PP ligado ao sedimento, e esse efeito é maior para as mais altas intensidades de chuva (Figuras 4.2 e 4.4).

4.3 Conclusões

Os resultados desse estudo mostram claramente a influência da solubilidade em água das fontes de P e da intensidade das chuvas nas concentrações de P na enxurrada. Para cada intensidade de chuva usada nesse estudo houve um aumento significativo e exponencial de PRD e PP na enxurrada com o PSA (SFT > DS > LG SFS > RFCN). As concentrações de P na enxurrada superficial foram maiores para o primeiro evento de chuva simulada 1 dia após a aplicação das fontes de fósforo, decrescendo com o tempo.

Com o aumento da intensidade das chuvas de 25 para 75 mm h^{-1} a proporção de PT como PP foi maior para RFCN (a fonte com menos P solúvel em água), o que é atribuído a baixa taxa de dissolução dessa fonte de P resultando em um aumento do movimento de partículas de fertilizantes não dissolvidas na enxurrada. Esses resultados suportam o uso de fontes de P baseados no PSA e do período de retorno como indicadores do potencial de perdas de P após a aplicação de fertilizantes. Por exemplo, enquanto o SFT promove uma quantidade alta de P

prontamente disponível para a absorção de plantas, ele é também uma fonte imediata de P na enxurrada superficial. Como passar do tempo após a aplicação, o enriquecimento de P na enxurrada declina rapidamente devido a depleção dessa fonte de P. Após a aplicação de fontes de P com baixo PSA, como LG SFS ou RFCN, o enriquecimento de P na enxurrada não é tão grande como é para o SFT.

As implicações ambientais dos efeitos do PSA das fontes de P são claras e profundas. Por exemplo, enquanto a proporção de PT como PP na enxurrada após a aplicação de RFCN é maior em relação as outras fontes, as perdas de P como PRD foram menores. Conseqüentemente, a curto prazo, a RFCN apresentará um menor efeito no enriquecimento de P na enxurrada e na resposta biológica das águas receptoras, uma vez que o PDR é imediatamente disponível para absorção pelas algas (SHARPLEY, 1993). Porém, o PP pode ser uma fonte de P a longo prazo para o crescimento de algas nas águas (SHARPLEY, 1993).

Considerando-se as informações adquiridas nesse estudo, o manejo de fertilizantes e decisões podem ser tomadas em relação a forma que as fontes de P podem ser aplicadas se o impacto ambiental for a variável de principal interesse. Até recentemente, considerações agronômicas sempre ditaram o tipo e a quantidade de fontes de P a serem aplicadas. Esse estudo sugere que a fonte de P mais comumente usada pode representar um grande risco a curto prazo no enriquecimento de P na enxurrada.

Referências

AHUJA, L.R.; SHARPLEY, A.N.; YAMAMOTO, M.; MENZEL, R.G. The depth of rainfall-runoff-soil interaction as determined by ³²P. **Water Resource Research**, St. Louis, v. 17, p. 969-974, 1981.

ASSOCIATION OF OFFICIAL ANALYTICAL CHEMISTS. Fertilizers – phosphorus. In: CUNNIFF, P. (Ed.). **Official Methods of analysis of AOAC International**. 16th ed. Arlington: AOAC International, 1995. p. 1-12.

BEEGLE, D.B. Soil fertility management. In: MARTZ E. (Ed.). **Agronomy guide 2002**. University Park: College of Agricultural Sciences – The Pennsylvania State University, 2002. p. 18-42.

BOESCH, D.F.; BRINSFIELD, R.B.; MAGNIEN, R.E. Chesapeake Bay eutrophication: scientific understanding, ecosystem restoration, and challenges for agriculture. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 30, p. 303-320, 2001.

BREMNER, J.M. Nitrogen – Total. In: SPARKS, D.L. (Ed.). **Methods of soil analysis**. Part.3. Madison: Soil Sci. Soc. Am., 1996. p. 1085-1121.

CARPENTER, S.R.; CARACO, N.F.; CORRELL, D.L.; HOWARTH, R.W.; SHARPLEY, A.N.; SMITH, V.H. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. **Ecological Applications**, Ithaca, v. 8, p. 559-568, 1998.

CHAMBERS, B.J.; GARWOOD, T.W.D.; UNWIN, R.J. Controlling soil water erosion and phosphorus losses from arable land in England and Wales. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 29, p. 145-150, 2000.

CHIEN, S.H.; MENON, R.G. Factors affecting the agronomic effectiveness of phosphate rock for direct application. **Fertilizer Research**, Dordrecht, v. 41, p. 227-234, 1995.

DAY, P.R. Particle fractionation and particle size analysis. In: BLACK, C.A. et al. (Ed.). **Methods of soil analysis**. Part 1. Madison: Am. Soc. Agron., 1965. chap. 15, p. 545-567.

FRASER, A.I.; HARROD, T.R.; HAYGARTH, P.M. The effect of rainfall intensity on soil erosion and particulate phosphorus transfer from arable soils. **Water Science Technology**, London, v. 39, n. 12, p. 41-45, 1999.

GBUREK, J.W.; SHARPLEY, A.N.; FORLMAR, G.J. Critical areas of phosphorus export from agricultural watersheds. In: SHARPLEY, A.N. (Ed.). **Agriculture and Phosphorus Management: The Chesapeake Bay**. Boca Raton, Lewis Publishers, 2000a. chap.6, p 8.3-104.

GBUREK, W.J.; SHARPLEY, A.N.; HEATHWAITE, A.L.; FOLMAR, G.J. Phosphorus management at the watershed scale: A modification of the phosphorus index. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 29, p. 130-144, 2000b.

HEATHWAITE, A.L.; SHARPLEY, A. N.; BECHMANN, M.; REKOLAINEN, S. Assessing the risk and magnitude of agricultural nonpoint source phosphorus pollution. In: SIMS, J.T.; SHARPLEY, A.N. (Ed.). **Phosphorus; Agriculture and the Environment**. Madison: ASA,2005. chap. VI-3, p. 981-1020.

HENDERSHOT, W.H.; LALANDE, H.; DUQUETE, M. Ion exchange and exchangeable cations. In: CARTER, M.R. (Ed.). **Soil sampling and methods of analysis**. Boca Raton: Lewis Publishers, 1993. chap.19 , p.167-176.

HOWARTH, R.W.; ANDERSON, D.A.; CHURCH, T.M., GREENING, H.; HOPKINSON, C.S.; HUBER, W.; MARCUS, N.; NAIMAN, R.J.; SEGERSON, K.; SHARPLEY, A.N.; WISEMAN, JR., W.J. **Clean coastal waters: Understanding and reducing the effects of nutrient pollution**. Washington: National Research Council, 2000. 405p.

HUMPHRY, J.B.; DANIEL, T.C.; EDWARDS, D.R.; SHARPLEY, A.N. A portable rainfall simulator for plot-scale runoff studies. **Applied Engineering in Agriculture**, St. Joseph, v. 18, p. 199-204, 2002.

KLEINMAN, P.J.A.; SHARPLEY, A.N. Effect of broadcast manure on runoff phosphorus concentration over successive rainfall events. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 32, p. 1072-1081, 2003.

KLEINMAN, P.J.A.; SHARPLEY, A.N.; MOYER, B.G.; ELWINGER, G.F. Effect of mineral and manure phosphorus sources on runoff phosphorus. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 31, p. 2026-2033, 2002.

KLEINMAN, P.J.A.; SRINIVASAN, M.S.; DELL, C.J.; SCHMIDT, J.P.; SHARPLEY, A.N.; BRYANT, R.B. Role of rainfall intensity and hydrology in nutrient transport via surface runoff. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.35, 2006. In press.

KUO, S. Phosphorus. In: SPARKS, D.L. (Ed.). **Methods of soil analysis**, Part 3. Chemical methods. Madison: Soil Sci. Soc. Am., 1996. chap. 32, p. 869-919.

LEON, L.A.; FENSTER, W.E.; HAMMOND, L.L. Agronomic potential of eleven phosphate rocks from Brazil, Colombia, Peru, and Venezuela. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 50, p. 798-802, 1986.

McDOWELL, R.W.; BIGGS, B.J.F.; SHARPLEY, A.N.; NGUYEN, L. Connecting phosphorus loss from agricultural landscapes to surface water quality. **Chemistry and Ecology**, London, v. 20, p. 1-40, 2004.

McLEAN, E.O. Aluminum. In: BLACK, C.A. et al. (Ed.). **Methods of soil analysis**. Part 2. Madison: Am. Soc. Agron., 1965. chap. 16, p. 963-973.

MEHLICH, A. Mehlich-3 soil test extractant: a modification of Mehlich-2 extractant. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, Athens, v. 15, p. 1409-1416, 1984.

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

NAIR, P.S.; LOGAN, T.J.; SHARPLEY, A.N.; SOMMERS, L.E.; TABATABAI, M.; YUAN, T.L. Interlaboratory comparison of a standardized phosphorus adsorption procedure. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 13, p. 591-595, 1984.

NATIONAL PHOSPHORUS RESEARCH PROJECT. **National phosphorus research project for simulated rainfall - surface runoff studies**.

Disponível em: <http://www.sera17.ext.vt.edu/Documents/National_P_protocol.pdf>. Acesso em: 13 mar. 2006.

OLSEN, S.R.; WATANABE, F.S. A method to determine a phosphorus adsorption maximum of the soils as measured by the Langmuir isotherm. **Soil Science Society of American Proceedings**, Ann Arbor, v. 21, p. 144-149, 1957.

OLSON, R.V. Iron. In: BLACK, C.A. et al. (Ed.). **Methods of soil analysis**, Part 2. Madison: Am. Soc. Agron., 1965. chap. 17, p. 978-998.

POTE, D.H.; DANIEL, T.C.; NICHOLS, D.J. Relating extractable soil phosphorus to phosphorus losses in runoff. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 60, p.55-859, 1996.

PROCHNOW, L.I.; CHIEN, S.H.; CARMONA, G.; HENAO, J. Greenhouse evaluation of phosphorus sources produced from a low-reactive Brazilian phosphate rock. **Agronomy Journal**, Madison, v. 96, p. 761-768, 2004.

RENARD, K.G.; FOSTER, G.R.; WEEIES, G.A.; McCOOL, D.K.; YODER, D.C. **Predicting soil erosion by water**: A guide to conservation planning with the revised universal soil loss equation (RUSLE). In: U.S. DEPT. OF AGRICULTURE. Washington, D.C.: U.S. Govt. Printing Office, 1997. 384 p. (Agriculture Handbook 703.)

SAS INSTITUTE. **SAS – Version 8.02**. Cary, 2001. 1 CD-ROM.

SHARPLEY, A.N. (Ed.). **Agriculture and phosphorus management**: The Chesapeake Bay. Boca Raton: CRC Press, 2000. 229p.

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

SHARPLEY, A.N. The selective erosion of plant nutrients in runoff. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 49, p. 1527-1534, 1985b.

SHARPLEY, A.N. Assessing phosphorus bioavailability in soils and runoff. **Fertilizer Research**, Dordrecht, v. 36, p. 259-272, 1993.

SHARPLEY, A.N. Rainfall frequency and nitrogen and phosphorus in runoff from soil amended with poultry litter. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 26, p. 1127-1132, 1997.

SHARPLEY, A.N. (Ed.) **Agriculture and Phosphorus Management**: The Chesapeake Bay. Boca Raton: CRC Press, 2000. 229 p.

SHARPLEY, A.N.; MOYER, B. Phosphorus forms in manure and compost and their release during simulated rainfall. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 29, p.462-1469, 2000.

SHARPLEY, A.N.; SMITH, S.J. Phosphorus transport in agricultural runoff: The role of soil erosion. In: BOARDMAN, J.; FOSTER, I.D.L.; DEARING, J.A. (Ed.). **Soil erosion on agricultural land**. Chichester: J. Wiley, 1990. chap. 23, p.351-366.

SHARPLEY, A.N.; SYERS, J.K. Transport of phosphorus in surface runoff as influenced by liquid and solid fertilizer phosphate addition. **Water, Air and Soil Pollution**, Dordrecht, v.19, p. 321-326, 1982.

SHARPLEY, A.N.; SYERS, J.K.; GREGG, P.E.H. Transport in surface runoff of phosphorus derived from dicalcium phosphate and superphosphate. **New Zeland Journal of Science**, Wellington, v. 21, p. 307-310, 1978.

SHARPLEY, A.N.; McDOWELL, R.W.; KLEINMAN, P.J.A. Phosphorus loss from land and water: Integrating agricultural and environmental management. **Plant and Soil**, Amsterdam, v. 237, p. 287-307, 2001.

SHIGAKI, F.; SHARPLEY, A.N.; PROCHNOW, L.I. Phosphorus source and the transport of phosphorus in surface runoff. **Journal of Environmental Quality**, Madison, 2006. (submitted).

SIMS, J.T.; SIMARD, R.R.; JOERN, B.C. Phosphorus loss in agricultural drainage: Historical perspective and current research. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 27, p. 277-293, 1998.

SPORRE-MONEY, J.L.; LANYON, L.E.; SHARPLEY, A.N. Low-intensity sprinkler for evaluating phosphorus transport from different landscape positions. **Applied Engineering in Agriculture**, St Joseph, v. 20, n. 5, p. 599-604, 2004.

SRINIVASAN, M.S.; KLEINAMAN., P.J.A.; GBUREK, W.J. **Hydrological evaluation of Batuibak project runoff plots**. Madison: ASA-CSSA-SSSA, 2001. p.84.

SYERS, J.K.; HARRIS, R.F.; ARMSTRONG, D.E. Phosphate chemistry in lake sediments. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 2, p. 1-14, 1973.

U.S. DEPARTMENT OF AGRICULTURE. Natural Resource Conservation Service. **Part 1 – Nutrient management, land treatment, manure and wastewater handling and storage, and recordkeeping**. Washington, D.C.: U.S. Government Printing Office, 2003. 220 pages. Disponível em: <<http://www.nrcs.usda.gov/technical/land/pubs/cnmp1.html>>. Acesso em: 1 set. 2005.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Environmental indicators of water quality in the United States**. Washington, DC: U.S. Govt. Printing Office, 1996. 85p. EPA 841-R-96-002.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Managing manure nutrients at concentrated animal feeding operations**. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, 2004. Disponível em: <<http://www.epa.gov/guide/cafo/>>. Acesso em: 9 ago. 2005. EPA-821-B-04-006.

U.S. GEOLOGICAL SURVEY. **The quality of our nation's waters: Nutrients and pesticides**. Denver: USGS Information Services, 1999. 82 pages. U.S. Geological Survey Circular 1225. Disponível em: <<http://www.usgs.gov>>. Acesso em: 13 Mar. 2006.

VADAS, P.A.; KLEINMAN, P.J.A.; SHARPLEY, A.N. A simple method to predict dissolved phosphorus in runoff from surface-applied manures. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 33, p. 749-756, 2004.

WELD, J.L.; BEEGLE, D.B.; GBUREK, W.J.; KLEINMAN, P.J.A.; SHARPLEY, A.N. **The Pennsylvania Phosphorus Index**: Version 1. Publications distribution center, Pennsylvania State University, University Park. 2003. 180p.

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)