

## FÓSFORO: DE NUTRIENTE À POLUENTE!

Claudia Klein<sup>1</sup>, Sandra Aparecida Antonini Agne<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Engenheira Agrônoma, Mestre em Agronomia, Doutoranda em Agronomia, Universidade de Passo Fundo - RS. Email: [claudiaklein@smo.com.br](mailto:claudiaklein@smo.com.br).

<sup>2</sup>Bióloga, Mestre em Ciências Ambientais, Doutoranda em Agronomia, Universidade de Passo Fundo - RS. Instituto Federal de Santa Catarina, Campus Chapecó - SC. Email: [agne@ifsc.edu.br](mailto:agne@ifsc.edu.br).

<http://dx.doi.org/10.5902/223611706430>

### RESUMO

O fósforo é um elemento essencial a plantas e animais. Este nutriente é largamente utilizado em áreas de cultivo, mas, quando aplicado ao solo em demasia têm potencial poluidor especialmente em águas superficiais, porém a legislação brasileira não o reconhece com este potencial. Quando contaminante causa eutrofização das águas e mortandade de peixes. O fósforo é de difícil recuperação, porém medidas de controle como práticas conservacionistas, dimensionamento de adubações e uso de plantas extratoras (pastagens) podem ser adotadas. O objetivo da revisão foi apresentar aspectos básicos da dinâmica do fósforo no solo, uso como nutriente e potencial poluente.

**Palavras-chave:** Dejeito Líquido Suíno, Eutrofização, Recuperação, Impacto Ambiental.

### PHOSPHORUS: FROM THE NUTRIENT TO POLLUTANT!

#### ABSTRACT

Phosphorus is an essential element for plants and animals. The nutrient is widely used in cultivation areas, but when applied to the soil in high quantities have pollution potential especially in surface waters, but Brazilian law does not recognize with polluter. When contaminant cause eutrophication of waters and fish kills. Phosphorus is difficult to recover, but control measures as conservation practices, sizing and use of fertilizer plants extractors (pasture) can be used. The objective of the review was to present the basic aspects of the dynamics of phosphorus in the soil, and use as nutrient pollution potential.

**Keywords:** Liquid pig manure, Eutrophication, Recovery, Environmental Impact.

#### INTRODUÇÃO

O Fósforo (P) é um elemento essencial à vida e tem uma distribuição muito irregular na natureza. Em muitas regiões o P é limitante a produção agrícola e adições periódicas de P se fazem necessárias para produção alimentos ou fibras. O P inorgânico que é adicionado ao solo como fertilizante tem baixa solubilidade em água e grande interação com partículas do solo. Sendo assim, a recomendação de adubação fosfatada é maior que a necessidade da cultura.

O P também é considerado um grande poluente de cursos de água, especialmente as águas superficiais, já que pouco ocorre percolação deste elemento. O excesso de P causa a eutrofização que é o enriquecimento excessivo da água, sendo assim os nutrientes estimulam o crescimento de

algas e plantas, que prejudicam a utilização da água, o crescimento excessivo de algas pode consumir o oxigênio e causar mortandade de peixes.

A legislação brasileira não considera o P como um poluente, porém diversos estudos demonstram este potencial. O intuito desta revisão foi apresentar aspectos básicos da dinâmica do P no solo, seu uso como nutriente e seu potencial como poluente.

### **Ciclo do fósforo e a dinâmica no solo**

O ciclo do P no solo envolve as plantas, os animais e os microorganismos. Incluem-se nesse sistema processos de absorção pelas plantas, reciclagem pelos resíduos de plantas e animais, reciclagem biológica pelos processos de mineralização-imobilização, reações de sorção pelas argilas e óxidos e hidróxidos do solo e solubilização de fosfatos pela atividade de microorganismos e plantas. Quando os solos são cultivados o ciclo é alterado, pois há adição de elementos com as adubações, e remoção quando da colheita ou ocorrência de erosão ou percolação (STEVENSON, 1994).

O P é um dos elementos essenciais para as plantas e animais. Em solos altamente intemperizados a disponibilidade de P pode ser muito baixa, necessitando aplicação de fertilizantes (NOVAIS; SMYTH 1999). O P contido no material de origem encontra-se na forma mineral, sendo que as apatitas (fosfatos de cálcio) são os minerais primários mais comuns (FROSSARD et al., 1995), as formas e a distribuição do P no solo sob ambientes naturais estão intimamente ligado ao seu intemperismo.

O P se movimenta pouco na maioria dos solos, sendo que geralmente permanece onde é colocado, seja por intemperismo dos minerais seja por adubação. Raramente é perdido por lixiviação, mesmo que este tenha maior mobilidade em solos arenosos. Quase todo o P se movimenta por difusão, sendo um processo lento e que depende da umidade. Devido a baixa mobilidade do P sua absorção pode ficar comprometida em solos compactados, devido ao fato da resistência mecânica do solo reduzir a habilidade das raízes na absorção, além de favorecer a sua adsorção específica (VAN RAIJ, 1991).

As plantas absorvem o P da solução do solo, infelizmente estes teores são baixos, fazendo com que o P seja um fator limitante à produção. A maioria dos solos brasileiros são intemperizados e apresentam óxidos de Ferro e Alumínio e argilas do grupo caulinita. Nas condições de reação ácida a moderadamente ácida, os óxidos de ferro e alumínio apresentam-se com cargas positivas, portanto, capazes de reter em sua superfície vários tipos de ânions, esse fenômeno é conhecido como adsorção específica (VAN RAIJ, 1991).

O P encontra-se na solução como íons ortofosfatos, forma derivada do  $H_3PO_4$ . O P pode ser encontrado em formas inorgânicas e orgânicas, sendo que a orgânica aumenta com o aumento da matéria orgânica e com a diminuição do pH. A forma química do P no solo depende do pH, na faixa entre 4 e 8 predomina a forma  $H_2PO_4^-$ , sendo esta a principal forma de absorção das plantas. O P pode ainda ser encontrado nas seguintes condições: a) P fixado: encontra-se na forma inorgânica e está fortemente adsorvido ao solo, geralmente ligado ao Al, Fe e Ca dos minerais de argila; b) P disponível: encontra-se na forma inorgânica e está fracamente adsorvido ou presente na solução do solo; c) P solúvel: encontram-se na forma inorgânica, é disponível às plantas e está nas formas  $H_2PO_4^-$ ,  $HPO_4^{2-}$ ,  $PO_4^{3-}$ ; d) P orgânico: refere-se ao P ligado aos compostos orgânicos, como ácidos nucléicos, fosfolipídios, etc. (VAN RAIJ, 1991)

### Uso como nutriente

A necessidade de adubação ocorre, pois nem sempre o solo consegue fornecer os nutrientes necessários ao crescimento e desenvolvimento das plantas. Portanto, as características e quantidade de adubos que serão utilizados dependem das necessidades de cada cultura, da fertilidade do solo, da forma de reação dos adubos com o solo e da eficiência dos adubos (GATIBONI, 2003). Para Malavolta (1990) o principal fator a considerar na adubação fosfatada é o fenômeno da fixação, o qual faz com que o elemento se desloque pouco no solo por difusão até encontrar a raiz.

Os adubos fosfatados são obtidos a partir de rochas fosfáticas após beneficiamento, apresentando assim alta concentração de P solúvel prontamente disponível as plantas (VAN RAIJ et al., 2001). Cabe destacar que as rochas fosfatadas são recursos não renováveis e que a cada ano mais rocha fosfatada é utilizada para atender a demanda de fertilizantes.

Os fertilizantes no solo sofrem inúmeras reações químicas que influenciam na absorção de P pelas plantas, estima-se que apenas 15 a 25% do P aplicado é absorvido pelas plantas, fato este, o que explica o alto teor de P encontrado nas fórmulas de NPK disponíveis no mercado (CORREA, 2004). É indiscutível a necessidade da adubação fosfatada para implantação e manutenção das culturas em solos com baixa fertilidade; no entanto, requer-se o estabelecimento de critérios mais exatos para sua recomendação. A determinação dos níveis críticos de P no solo e na planta é necessária para o estabelecimento das doses de P a serem aplicadas e a avaliação nutricional das plantas, pois estes valores variam entre as espécies, condições edafoclimáticas, manejo da adubação, amostragem e idade da planta (BATES, 1971; ALVAREZ, 1990). Os estádios de crescimento das plantas também devem ser considerados no momento de avaliar os níveis críticos de P no solo (NOVAIS et al., 1982).

Existe uma grande preocupação quanto à aplicação sistemática de dejetos suínos no solo causando o acúmulo de P no solo (BASSO, 2003). Este acúmulo ocorre devido ao desbalanço no teor de nitrogênio e P dos dejetos que pode ser de 2:1 a 6:1, enquanto que o consumo das culturas é de 7:1 a 11:1 (SHARPLEY et al., 1996).

Schumacker (2003) estudou os efeitos de diferentes doses de P no crescimento de plantas de canafístula, o solo (substrato) utilizado foi do tipo Argiloso Vermelho-Amarelo, o estudo da dinâmica do P no solo sob florestas é de extrema importância, pois as áreas disponíveis para reflorestamento apresentam baixa fertilidade. As doses de P utilizadas neste estudo demonstraram que houve influência positiva da utilização do P no crescimento das plantas até determinada dose; depois passou a ser negativa. Observou-se que o melhor crescimento das plantas ocorreu com a dose de  $360 \text{ mg kg}^{-1}$  de P.

Ourives et al. (2010), avaliaram os efeitos da aplicação do composto orgânico Bokashi sobre a massa seca da *Brachiariabrizantha* cv. Marandú, destacando o potencial orgânico como fonte de P. Comparando este composto com a adubação sintética observou que o adubo orgânico Bokashi pode substituir de forma viável a adubação convencional. Estes resultados positivos já eram esperados, uma vez que a presença de radicais orgânicos em decomposição no Bokashi pode ocupar sítios de fixação de P, protegendo este nutriente da reação com os minerais de argila e óxidos de ferro, deixando-o disponível para as plantas. Conforme Santos & Camargo (2008), fontes orgânicas podem substituir todo ou parte do P requerido pelas plantas, podendo proporcionar alterações significativas nos atributos químicos do solo, aumentando a disponibilidade de cálcio, nitrogênio e P e os teores de carbono orgânico.

Bedin et al., (2003) avaliaram em casa de vegetação, a eficiência de fosfatos no crescimento do milho, em solos distintos quanto à capacidade tampão de P: Neossolo Quartzarênico, Latossolo Vermelho-Amarelo, textura média (LVAm) e Latossolo Vermelho-Amarelo, textura argilosa (LVAr), Os autores concluíram que o fator capacidade de P do solo foi o principal condicionante da eficiência de utilização de P quando o milho foi cultivado nos solos mais tamponados LVAm e LVAr. Estes resultados refletem a elevada capacidade dos solos mais argilosos competirem com as plantas pelo P aplicado na fertilização (NOVAIS e SMYTH, 1999).

### Potencial poluente

O P em excesso no ambiente pode provocar diversos impactos negativos, com especial referência à qualidade das águas. A eutrofização é o enriquecimento excessivo da água é causado por drenagem de fertilizantes agrícolas, águas pluviais de cidades, detergentes, rejeitos de minas e drenagem de dejetos (humanos e animais). Quando estes resíduos aumentam a concentração de nutrientes (fosfatos, principalmente) de rios e lagos, podem causar eutrofização excessiva. Os nutrientes estimulam o crescimento de algas e plantas, que interferem com a utilização da água para beber ou recreação; estas entradas, geralmente irregulares, causam ondas de crescimento, seguidas por períodos de consumo excessivo que podem utilizar todo o oxigênio e exterminar os peixes.

A legislação brasileira não reconhece o P como contaminante de solo, reforçando a percepção do agricultor de que a adubação fosfatada deve obedecer a critérios produtivos e econômicos, não ambientais. Ainda a falta de definição da espécie de P e a metodologia padrão, conforme a resolução 357/05 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) podem levar à possibilidade de se utilizar, como padrão, uma forma química que apresente riscos menores que os reais ou uma metodologia de baixa representatividade (GEBLER et al., 2012).

No Brasil a legislação do CONAMA, 2005 estabelece que o nível crítico de P total na água é de 0,020 – 0,025; 0,030 – 0,050 e 0,050 – 0,075 mg L<sup>-1</sup> nas Classes 1, 2 e 3 respectivamente. Para (USEPA, 1971) o nível crítico de P total não pode exceder 0,025 mg L<sup>-1</sup>. Em outros países e na maioria do meio científico utiliza-se o valor crítico de 0,020 mg L<sup>-1</sup> (CORRELL, 1998; HECKRATH et al. 1995; HAYGARTH & SHARPLEY, 2000). Em lagos na Inglaterra, onde o homem não desenvolveu atividades, a concentração de P é de 0,005 e 0,01 mg L<sup>-1</sup> e em lagos na Itália de múltiplo uso a concentração é de 0,01 e 0,1 mg L<sup>-1</sup>. Assim, a concentração crítica estabelecida para efeitos de eutrofização foi de 0,02 – 0,035 mg L<sup>-1</sup> (HECKRATH et al., 1995).

A transferência de P do sistema terrestre para o ambiente aquático ocorre principalmente por dois caminhos, escoamento superficial e percolação no perfil. As formas de P transferidas para o ambiente aquático podem ser: solúvel e particulado (SHARPLEY & HALVORSON, 1994; SHARPLEY et al., 1995), porém o P particulado encontra-se ligado aos colóides minerais e orgânicos, caracterizando o P com inorgânico e orgânico.

As transferências de P por escoamento superficial ocorrem por vários fatores e o principal é a água que pode transportar materiais orgânicos, inorgânicos e partículas em suspensão. A taxa de infiltração de água no solo juntamente com a intensidade e duração da chuva, rugosidade superficial e a topografia são quem irão determinar a magnitude do escoamento superficial. Para Sharpley et al. (1992), as quantidades e as formas de P transferidas variam de evento para evento pluviométrico, por causa da variação da intensidade, duração, intervalo de tempo, estágio da cultura e grau de cobertura, entre outros.

As transferências de P por percolação têm recebido pouca atenção (HEATHWAITE et al., 2000; TOOR et al. 2003). Comparativo ao nitrato, a mobilidade do P no solo é muito pequena, e por isso, as perdas por percolação em solos agricultáveis são consideradas insignificantes.

A suinocultura é considerada pelos órgãos ambientais como uma atividade potencialmente causadora de degradação ambiental. O uso da água residuária de suinocultura na fertirrigação de culturas tem aumentado, o que melhora as condições do solo devido ao fornecimento de nutrientes, além de economizar custos com fertilização e água potável. Um dos elementos que constituem a água residuária é o P que, quando em excesso, pode comprometer a qualidade do ambiente, como um contaminante da água (PRIOR et al., 2009).

Países como a China, usam fertilizantes em excesso, com riscos de poluição ou de danos ao meio ambiente, enquanto outros, como o Quênia, usam quantidades de fertilizantes bem abaixo das exportadas pelas colheitas, tornando os solos cada vez mais pobres em fertilidade e gerando subnutrição crônica na população (VITOUSEK et al., 2009). Entre 1977 e 2005, o uso de fertilizantes na China aumentou 271%, enquanto o ganho na produtividade das culturas foi de apenas 98%.

No Brasil, a agricultura é praticada predominantemente em solos que se encontram parte em estado degradado e, também, em outros casos, em estágio avançado de alteração intempérica, com predominância de óxidos de ferro e alumínio. Para alcançar patamares de produção e produtividade, milhares de toneladas de fertilizantes industriais de alta solubilidade são aplicados anualmente aos solos brasileiros.

Galdos (2003) pesquisou a perda de P e metais pesados por enxurrada em solo com aplicação de lodo de esgoto e cultivado com milho, em Latossolo Vermelho eutroférrico, de textura argilosa. O autor concluiu que não houve aumento nos teores de P disponíveis no solo comparado à aplicação de adubo químico, mas destaca que após a aplicação de lodo, inicia-se uma série de processos na interação entre o solo, o lodo e a solução do solo, que interferem na disponibilidade destes elementos.

Prior et al., (2009) avaliaram o acúmulo e percolação de P no solo devido à aplicação de água residuária de suinocultura na cultura do milho em Latossolo Vermelho distroférrico. A aplicação de águas residuárias aumentou os níveis de P no solo, porém em pequenas quantidades. Esse fato provavelmente ocorreu devido a presença de matéria orgânica que ajuda a manter este nutriente disponível, na forma trocável.

Stefanutti et al. (1994) observaram que o teor de P disponível no solo aumentou consideravelmente com a aplicação da água residuária da suinocultura ao longo do tempo. Aos 8,3 meses de aplicação de esterco, o aumento na quantidade de P disponível na camada 0-10 cm foi de 242 % e 580 %, com aplicação de 20 e 40 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>, respectivamente; aos 48 meses. O incremento foi de 3,94 % e 6,71 %, com as doses de 20 e 40 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>, respectivamente, atingindo teores extremamente altos de P disponível no solo, uma vez que, para esta condição de solo, teores de P acima de 24 mg L<sup>-1</sup> são considerados altos.

Berto & Miranda (2007) avaliaram a sustentabilidade das Unidades de Produção que desenvolvem a atividade suinícola, com base no balanço de nutrientes, analisando o fluxo de nutrientes (N e P) de 3.821 propriedades suinícolas localizadas em 19 municípios da região Meio-Oeste catarinense. Através do balanço das propriedades suinícolas pesquisadas constatou que as mesmas geram, através dos dejetos, excedentes de nutrientes que superam a capacidade de exportação dos seus sistemas agrícolas. Apenas 8,9% do N e 7,7% P são exportados via culturas agrícolas. Como a forma de utilização predominante é o uso dos dejetos como fertilizantes o autor concluiu que do ponto de vista dos nutrientes N e P ha um grave desequilíbrio na região analisada,

indicando a insustentabilidade ambiental dos sistemas da região, devido ao impacto destes no ambiente, principalmente nos recursos hídricos.

Seganfredo (2001) alerta que as adubações com dejetos de animais apresentam riscos de poluição das águas, por causa do excesso de P, mesmo nos solos de baixa fertilidade ou nos solos profundos, como aqueles da região dos Cerrados. O solo estudado, caso sejam aplicados  $45 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  de dejetos, duas vezes por ano, já no segundo ano, haveria um excedente de  $252 \text{ kg ha}^{-1}$  de P ( $\text{P}_2\text{O}_5$ ). Como as plantas não poderiam retirar tanto P em tão pouco tempo, o P excedente poderá contaminar as águas e favorecer o desenvolvimento de algas. Estas, depois de apodrecerem, tornam a água imprópria para o consumo humano e dos animais, além de causarem a morte de peixes e de outros organismos.

Berwanger (2006) avaliou as alterações ocorridas no conteúdo de P no solo, saturação dos sítios de adsorção e a sua transferência para o meio aquático via escoamento superficial e percolação com o uso contínuo de dejetos líquidos de suíno. Em área de lavoura sob plantio direto com aplicação superficial de 0, 40 e  $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  de dejetos líquidos de suíno por um período de cinco anos em Argissolo Vermelho Arênico distrófico. As alterações no conteúdo de P foram estudadas em todo o perfil do, o aumento na dose de dejetos líquidos de suíno incrementou os teores de P extraído por Mehlich-1, conseqüentemente diminuiu a capacidade máxima de adsorção e a constante de energia relacionada à ligação do P, aumentando assim a concentração de equilíbrio de P no solo. A aplicação de dejetos líquidos potencializou as transferências de P via escoamento superficial e percolação atingindo concentrações superiores às estabelecidas pela legislação representando um potencial de contaminação ambiental por eutrofização.

### Recuperação de Fósforo

As medidas de controle da eutrofização por P, nas áreas de exploração agrícola, se restringem ao correto dimensionamento das adubações, estas associadas a práticas conservacionistas de controle da erosão do solo (RESENDE, 2002).

Uma tecnologia relativamente recente está ligada à recuperação de fósforo da água residual (*waste water*). O P é recuperado na forma de estruvita ( $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ), um hexahidrato de magnésio amônio e fosfato (MAP), que contém aproximadamente 12% de P (27,5%  $\text{P}_2\text{O}_5$ ), 5,7% de  $\text{NH}_4\text{-N}$  e 9,5% de Mg (FORREST et al., 2008). A estruvita pode ser recuperada por precipitação controlada do esgoto municipal ou água residual, lixiviados de aterros sanitários, lixo industrial, esterco bovino e urina humana (BATTISTONI et al., 1997; FORREST et al., 2008).

Quanto à eutrofização das águas, pode-se tentar resolver o problema evitando que o P chegue às águas, em lavouras com o uso de práticas conservacionistas que diminuem o escoamento superficial, bem como a aplicação no nutriente na linha de semeadura. Na aplicação de dejetos, a análise deste deve ser realizada e o seu dimensionamento ser feito conforme cada tipo de solo e cultura a ser implantada. Nas áreas urbanas, tratamentos de esgotos, fossas sépticas são uma forma de amenizar o problema. Ainda pode-se tentar eliminar as algas e plantas que se desenvolvem nas águas eutrofizadas, porém este é um processo demorado e com resultados nem sempre eficientes.

Em solos agrícolas outra prática que recupera o P adicionado ao solo é a inclusão nos sistemas de espécies com alta eficiência em extração de P. Um exemplo é o sistema de cultivo anuais com pastagens. Além do que a adubação com P possui efeito prolongado nas culturas

subsequentes, sendo assim dependendo do sistema é possível aplicar uma quantidade única de P e realizar cultivos sucessivos sem manutenções anuais (SOUZA et al., 2010).

## CONCLUSÃO

Mediante dados expostos, faz-se necessária a fomentação de pesquisas nas diferentes áreas do conhecimento, visando estabelecer a quantidade adequada de fertilizantes a serem utilizados, bem como, outras formas de suprir a necessidade de P das culturas, evitando assim, doses excessivas que comprometem o equilíbrio do ecossistema.

Face à revisão bibliográfica realizada é possível concluir que a maioria das pesquisas realizadas testam os percentuais de P no solo com um único objetivo: buscar incremento de produtividade em detrimento aos problemas relacionados ao excedente de P utilizado. Porém, algumas pesquisas demonstram que a partir de certas doses de fertilizante não se observa o incremento na produtividade.

Outro aspecto discutido é a prática da utilização dos dejetos suínos como fertilizantes onde excedentes expressivos de P e outros são lançados no meio, deixando de ser considerados nutrientes passando a desempenhar o papel de poluentes, trazendo efeitos negativos até mesmo para a produtividade das culturas.

## REFERÊNCIAS

- ALVAREZ V., V. H.; FONSECA, D. M. Definição de doses de fósforo para determinação da capacidade máxima de adsorção de fosfatos e para ensaios em casa de vegetação. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Campinas, v. 14, n. 1, p. 49-55, jan./abr. 1990.
- BATES, T. E. Factors affecting critical nutrient concentrations in plants and their evaluation: a review. *Soil Science*, 112:116- 130, 1971.
- BATTISTONI, P.; FAVA, G.; PAVAN, P.; MUSACCO, A.; CECECHI, F. Phosphate removal in anaerobic liquors by struvite crystallization without adding of chemicals: Preliminary results. *Water Research* 31:2925-2929, 1997.
- BEDIN, I.; RESENDE, A. V.; FURTINI NETO, A. E.; MENDONÇA, L. A.; VILELA, L; C; S. Fontes de fósforo e crescimento do milho em solos com diferentes capacidades tampão de fosfato. *Ciência Agrotecnológica*, Lavras. Edição Especial, p.1522-1531, dez., 2003.
- BERTO, J. MIRANDA, C. R. A sustentabilidade ambiental das propriedades suínícolas da microrregião do meio oeste catarinense: Uma avaliação com base no balanço de nutrientes. *Revista Brasileira de Agroecologia*, v.2, n.1, fev. 2007
- BERWARGER, A. L. *Alterações e transferências de fósforo do solo para o meio aquático com o uso de dejetos líquido de suínos*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Maria, 2006
- CORREA, J. C.; MAUAD, M.; ROSOLEM, C. A. Fósforo no solo e desenvolvimento de soja influenciados pela adubação fosfatada e cobertura vegetal. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v. 39, n. 12, dez. 2004.
- CORRELL, D. L. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: A review. *Journal Environmental Quality*. v. 27, p. 261-266, 1998.
- FORREST, A. L.; FATTAH, K. P., MAVINIC, D. S.; KOCH, F. A. Optimizing struvite production for phosphate recovery in WWTP. *J Environm Engin*. May 2008: 395-402, 2008.

- FROSSARD, E.; BROSSARD, M.; HEDLEY, M.J. & METHERELL, A. Reactions controlling the cycling of P in soils. In: TIESSEN, H (Ed). *Phosphorus in the global environmental: transfers, cycles and management*. 1. ed. Chichester, U.K: Wiley, p. 107-137, 1995.
- GALDOS, M. V. *Perdas de fósforo e metais pesados por enxurrada em solo com aplicação de lodo de esgoto e cultivado com milho / Campinas*, 2003. 56 p.
- GARTH, P. M.; SHARPLEY, A. N. Terminology for phosphorus transfer. *Journal Environmental Quality*. v.29, p.10-15, 2000.
- GATIBONI, L. C. *Disponibilidade de formas de fósforo do solo às plantas*. Santa Maria, Universidade Federal de Santa Maria, 2003. 231p. (Tese de Doutorado)
- GBLER, L.; LOUZADAS, J. A. S.; BERTOL, I.; RAMOS, R. R.; MIQUELLUTI, D. J.; SCHRAMMELS, B. M. Adaptação metodológica no cálculo de cargas contaminantes de P em bacias hidrográficas gaúchas. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. v.16, n.7, p.769–776, 2012
- HAYGARTH, P. M.; JARVIS, S. C. Transfer of phosphorus from agricultural soils. *Advance Agronomic*. v. 66, p. 196-249, 1999.
- HEATHWAITE, L.; SHARPLEY, A.; GBUREK, W. A conceptual approach for integrating phosphorus and nitrogen management at watershed scales. *Journal Environmental Quality*. v.29, p.158-166, 2000.
- MALAVOLTA, E. *Elementos de nutrição mineral de plantas*. São Paulo: ed. Agronômica Ceres. 1990.
- NOVAIS, R. F.; BARROS, N.F.; NEVES, J.C.L.; COUTO, C. Níveis críticos de fósforo no solo para o eucalipto. *Revista Árvore*, 6:29-37, 1982.
- NOVAIS, R. F.; SMYTH, T. J. *Fósforo em solo e planta em condições tropicais*. Viçosa: UFV, DPS, 1999.
- OURIVES, O. E.; SOUZA, G. M.; TIRITAN, C. S.; SANTOS, D. H. Fertilizante orgânico como fonte de fósforo no cultivo inicial de *Brachiaria brizantha* cv. Marandú. *Pesquisa Agropecuaria Tropical*, Goiânia, v. 40, n.2, p. 126-132, abr/jun.2010.
- PRIOR, M. SMANHOTTO, A.; SAMPAIO, S. C.; NOBREGA, L. H.; OPAZO, M. A. U.; DIETER, J. Acúmulo e percolação de fósforo no solo devido à aplicação de água residuária de suinocultura na cultura do milho (*Zea mays* L.). *Pesquisa Aplicada & Agrotecnologia*. v 2. n1. Jan.- Abr. 2009
- PRIOR, M.; SMANHOTTO, A. SAMPAIO, S. C.; NOBREGA, L. H.; OPAZO, M. A. U.; DIETER, J. Acúmulo e percolação de P no solo devido à aplicação de água residuária de suinocultura na cultura do milho (*Zea mays* L.). *Pesquisa Aplicada & Agrotecnologia*. p. 89-96, v2, n.1. 2009
- RESENDE, A. V. de. Agricultura e qualidade da água: contaminação da água por nitrato. Embrapa Cerrados. *Documentos*. 2002. 29 p.
- SANTOS, G. A. CAMARGO, F. A. O. *Fundamentos da matéria orgânica no solo: ecossistemas tropicais e subtropicais*. 2. ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008.
- SCHUMACKER, M. V. Influência de diferentes doses de fósforo no crescimento de plantas de *Peltophorumdubium (Sprengel) taubert*. *Boletim Pesquisa Florestal*, Colombo, n. 47, p. 99-114, jul./dez.2003.
- SEGANFREDO, M. A. 2001. *Aplicação do princípio do balanço de nutrientes, no planejamento do uso de dejetos de animais para adubação orgânica*. Brasília: EMBRAPA 5 p. (Comunicado Técnico, 291).
- SHARPLEY, A. N.; SMITH, S. J.; JONES, O. R.; BERG, W. A.; COLEMAN, G. A. The transport of bioavailable phosphorus in agricultural runoff. *Journal Environmental Quality*. v. 21, p. 30-35, 1992.
- SHARPLEY, A.; DANIEL, T. C.; SIMS, J. T.; POTE, D. H. Determining environmental lysound soil phosphorus levels. *Journal Soil Water Conservation*. v.51, p.160-166, 1996.

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

OUZA, D. M. G.; REIN, T. A.; GOEDERT, W. J.; LOBATO, E.; NUNES, R. S. Fósforo. In: PROCHNOW, L. I.; CASARIN, V.; STIPP, S. R. *Boas práticas para uso eficiente de fertilizantes*. V.2. Piracicaba, IPNI, 2010. 362p.

STEFANUTTI, R.; MURAOKA, T.; MALAVOLTA, E. Comportamento de extratores em solos tratado com fontes diversas de fósforo. *Scientia Agrícola*, v.51, n.1, p.105-112, 1994.

STEVENSON, F. J. *Humus Chemistry: genesis, composition, reactions*: 2. Ed. New York: John Wiley, 1994. 496 p.

TOOR, G. S.; CONDRON, L. M.; DI, H. J.; CAMERON, K.C.; MENUN-CADE, B.J. Characterization of organic phosphorus in leachate from a grassland soil. *Soil Biology and Biochemistry*. Oxford, 2003.

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

VAN RAIJ, B. et al. (Eds.). *Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais*. Campinas: IAC, 2001.

VAN RAIJ, B. *Fertilidade do solo e adubação*. Piracicaba: Ceres; Potafos, 1991.

VITOUSEK, P.M. et.al., *Agriculture: Nutrient Imbalances in Agricultural Development*. Policy Fórum. Science Vol. 34:1519-1520. June 2009.