

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ - UNIOESTE**  
**CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLÓGICAS**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA**

**POLUIÇÃO DIFUSA DECORRENTE DO USO DE ÁGUA RESIDUÁRIA DA**  
**SUINOCULTURA**

**ANDRE FRANCISCO DOBLINSKI**

**CASCADEL – Paraná - Brasil**

**Julho de 2006**



**ANDRE FRANCISCO DOBLINSKI**

**POLUIÇÃO DIFUSA DECORRENTE DO USO DE ÁGUA RESIDUÁRIA DA  
SUINOCULTURA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola, área de concentração em Engenharia de Recursos Hídricos e Meio Ambiente.

Orientador: Prof. Dr. Sílvio César Sampaio

Co-Orientador: Prof. Dr. Vanderlei Rodrigues  
da Silva

**CASCADEL - Paraná - Brasil**

**Julho de 2006**

ANDRÉ FRANCISCO DOBLINSKI

“Poluição difusa decorrente do uso de água residuária da suinocultura”

Dissertação aprovada como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Estadual do Oeste do Paraná – UNIOESTE, pela comissão formada pelos professores:

Orientador: Prof. Dr. Silvio César Sampaio

UNIOESTE/CCET – Cascavel - PR

Prof. Dr. Altair Bertonha

UEM – Maringá - PR

Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Lúcia Helena Pereira Nóbrega

UNIOESTE/CCET - PR

Prof. Dr. Manoel Moisés Ferreira de Queiroz

UNIOESTE/CCET - PR

Cascavel, 07 de julho de 2006

## AGRADECIMENTOS

A Deus, por ter me dado forças para vencer mais um obstáculo e por ter me feito forte, não permitindo que o cansaço me dominasse.

Ao amigo e mestre professor Dr. Sílvio César Sampaio, que dedicou seu tempo e compartilhou sua experiência para que esta realização fosse também um aprendizado de vida, meu carinho e minha homenagem.

Ao amigo e professor Dr. Vanderlei Rodrigues da Silva, pela valiosa colaboração e co-orientação, no período de realização deste trabalho.

Aos amigos: Milton, Mirna, Rosângela, Franciele e João que de uma forma ou de outra contribuíram muito para a realização deste trabalho.

Ao Colégio Agrícola de Toledo que disponibilizou a água residuária de suinocultura para realização da pesquisa.

A PUCPR, *campus* de Toledo, que disponibilizou toda a estrutura para o desenvolvimento do trabalho.

Ao Departamento de solos da Universidade Federal de Santa Maria que forneceu as calhas para o desenvolvimento da pesquisa.

Ao amigo e Decano da PUCPR, *campus de Toledo*, Prof. Sérgio de Angelis que sempre me motivou e não mediu esforços para que eu conseguisse conciliar o trabalho e os estudos.

Ao amigo Rafael que contribuiu de forma valiosa para esta realização.

À Patrícia, minha esposa, pelo amor, companhia e compreensão, pela dedicação, apoio, conselhos, sem os quais o trabalho não seria possível e pelos momentos difíceis nos quais somente com um olhar me animava a continuar.

Aos meus pais João Nelson Doblinski e Alice Doblinski, pela estrutura moral e oportunidade social que me ofertaram ao longo de minha infância e juventude.

## SUMÁRIO

<u>1 INTRODUÇÃO.....</u>	<u>1</u>
<u>2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....</u>	<u>3</u>
<u>2.1 USO DE ÁGUA RESIDUÁRIA.....</u>	<u>3</u>
<u>2.2 DEJETO DE SUÍNOS.....</u>	<u>4</u>
<u>2.3 TRATAMENTO DE DEJETOS GERADOS NA SUINOCULTURA.....</u>	<u>5</u>
<u>2.4 VALOR FERTILIZANTE DO DEJETO SUÍNO.....</u>	<u>7</u>
<u>2.5 DEJETO SUÍNO COMO PODER DE POLUENTE.....</u>	<u>8</u>
<u>2.6 ESCOAMENTO SUPERFICIAL E TRANSPORTE DE NUTRIENTES.....</u>	<u>9</u>
<u>2.7 EUTROFIZAÇÃO DE MANANCIAS SUPERFICIAIS DE ÁGUA.....</u>	<u>12</u>
<u>2.8 MOVIMENTOS DE NUTRIENTES NO PERFIL DO SOLO.....</u>	<u>13</u>
<u>3 MATERIAL E MÉTODOS.....</u>	<u>17</u>
<u>3.1 MATERIAL E CONDUÇÃO EXPERIMENTAL.....</u>	<u>17</u>
<u>3.2 CONSTRUÇÃO DO EXPERIMENTO.....</u>	<u>18</u>
<u>3.3 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL E ANÁLISE ESTATÍSTICA.....</u>	<u>20</u>
<u>4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</u>	<u>21</u>
<u>4.1 CHUVAS E ESCOAMENTO SUPERFICIAL OCORRIDO DURANTE O EXPERIMENTO.....</u>	<u>21</u>
<u>4.2 COMPORTAMENTO DO NITROGÊNIO TOTAL.....</u>	<u>22</u>
<u>4.3 COMPORTAMENTO DO FÓSFORO.....</u>	<u>25</u>
<u>4.4 COMPORTAMENTO DO POTÁSSIO.....</u>	<u>29</u>
<u>5 CONCLUSÕES.....</u>	<u>32</u>
<u>REFERÊNCIAS.....</u>	<u>33</u>

## LISTAS DE TABELAS

Tabela 1 - Características químicas da água residuária tratada em biodigestor, nas etapas do tratamento no biodigestor.....	17@~
Tabela 2 - Características químicas da água residuária utilizada nas aplicações .....	18@~
Tabela 3 - Cronograma da aplicação.....	19@~
Tabela 4 - Lâminas precipitadas, escoadas e infiltrados acumulados ao longo do ciclo da cultura.....	21@~

## LISTAS DE FIGURAS

Figura 1 - Parcelas experimentais.....	18@~
Figura 2 - Esquema do funcionamento da calha coletora.....	19@~
Figura 3 - Quantidade de n-total carreado pelo escoamento superficial em função da quantidade de nutrientes aplicada.....	22@~
Figura 4 - Concentração de nitrogênio-total ao longo do perfil do solo.....	24@~
Figura 5 - Quantidade de P (fósforo) carreado pelo escoamento superficial em função da quantidade de nutrientes aplicado.....	26@~
Figura 6 - Concentração de fósforo ao longo do perfil do solo.....	28@~
Figura 7 - Quantidade de K (potássio) carreado pelo escoamento superficial em função da quantidade de nutrientes aplicada.....	30@~
Figura 8 - Concentração de potássio ao longo do perfil do solo.....	31@~

## RESUMO

Dentre as atividades agroindustriais desenvolvidas na região oeste do Paraná, destaca-se a produção de suínos que, intensificada em algumas regiões, possibilita o desenvolvimento das técnicas de minimização, tratamento e destino dos resíduos gerados por essa atividade. Uma dessas técnicas consiste na aplicação da água residuária proveniente da suinocultura em solo agricultável, visando melhorias em suas condições físicas, químicas e biológicas. Porém, seu uso indiscriminado pode afetar profundamente a qualidade dos recursos hídricos e, conseqüentemente, a integridade dos ecossistemas. A fim de verificar o impacto da aplicação da água residuária de suinocultura sobre a cultura do feijão e o meio ambiente foi montado um experimento na Fazenda experimental da Pontifícia Universidade Católica - *campus* de Toledo - PR. De todas as parcelas foram coletadas amostras do escoamento superficial ao longo de todo o ciclo da cultura e, ao final do experimento, amostras do solo. O delineamento experimental utilizado foi em blocos inteiramente casualizados, com quatro aplicações de água residuária, por meio de um regador nos blocos, ou seja, quatro tratamentos: 50, 100, 150 e 200 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> e a ausência da água residuária como testemunha. Os resultados obtidos demonstraram que as concentrações de potássio, fósforo e nitrogênio, contidas no escoamento superficial pós-tratamento com efluente suíno, foram exponenciais. Verificou-se também que o fósforo possui potencial poluidor cerca de sete vezes maior que o potássio e três vezes maior que o nitrogênio e que a mobilidade no perfil do solo é maior para o potássio, seguido de nitrogênio e do fósforo.

**Palavras-chave:** água residuária, dejetos suínos, poluição ambiental.

## ABSTRACT

Amongst the agro-industrial activities in the region west of the Paraná it is distinguished swine production that intensified in some regions causes the development of techniques, to improve the treatment and destination of the residues generated for the related activity. One of these techniques consists the application of the wastewater in the agriculture, aiming at improvements in soil physical, chemical and biological conditions. However, its indiscriminate use can consequently affect deeply the quality of the water and the integrity of ecosystems. In order to verify the impact of the application of the wastewater of swine on the culture of the beans and the environment was mounted an experiment in the experimental Farm of the PUCPR - Toledo-PR. Of each one of the parcels had been collected samples of the runoff throughout all the cycle of the culture, as also samples of the ground to the end of the experiment. During the accomplishment of the experiment four wastewater applications in the blocks, or either, four treatments: 50, 100, 150 and 200 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> and the absence of the wastewater being the witness. The gotten results had demonstrated that the amounts of potassium, phosphorus and nitrogen in the runoff after treatment with effluent swine had been exponential; also were verified that the phosphorus has polluting potential about seven times bigger that the potassium and three times bigger that the nitrogen and that mobility in the profile of the soil is bigger for the potassium, followed of nitrogen and the phosphorus.

**Key-words:** residuary water, dejection swine, ambient pollution.

## 1 INTRODUÇÃO

O oeste do Paraná apresenta-se como uma região em que as atividades agrícolas e agroindustriais são bastante intensas, do mesmo modo são os problemas decorrentes dessas atividades, problemas ambientais enfrentados pelas populações, particularmente, aqueles relacionados à contaminação dos recursos hídricos que, em grande parte, estão diretamente ligados ao fenômeno da erosão hídrica. Dentre as atividades agroindustriais, destaca-se a produção de suínos que, intensificada em algumas regiões, possibilita o desenvolvimento de técnicas de minimização, tratamento e destino dos resíduos gerados por essa atividade. Uma dessas técnicas consiste na aplicação da água residuária proveniente da suinocultura em solo agricultável, visando melhorias nas condições físicas, químicas e biológicas. Porém, seu uso indiscriminado pode afetar profundamente a qualidade dos recursos hídricos e, conseqüentemente, a integridade dos ecossistemas.

Na busca para minimizar tais efeitos ambientais, vêm sendo instalados em propriedades da região biodigestores, nos quais todo o dejetos é tratado e posteriormente liberado, com uma carga orgânica bastante inferior a inicial, sendo comum o uso da parte líquida e da sólida na fertilização do solo. Porém, a pesquisa na região ainda é incipiente, para que possa propiciar conclusões consistentes sobre os efeitos ambientais desse uso. De um modo geral, toda atividade agrícola e agroindustrial sempre apresenta um grau de impactação ao meio ambiente e em especial aos recursos hídricos, principalmente nas águas superficiais e em menor grau nas águas subterrâneas. Segundo DELETIC (1999), o material particulado contido no escoamento superficial é a maior fonte de poluição, pois produtos químicos e nutrientes são associados à erosão de partículas menores de sedimento.

Um dos efeitos da poluição difusa é o desencadeamento da eutrofização, especialmente quando entre os poluentes preponderam substâncias orgânicas como o fósforo e o nitrogênio, características da água

residuária da suinocultura. Ressalta-se que esse tipo de poluição tem seu potencial elevado em função do regime hídrico da região, como é o caso da região Oeste do Paraná.

A eutrofização, um fenômeno desencadeado principalmente pela excessiva concentração de fósforo e outros nutrientes na água, resulta em alto crescimento de organismos aquáticos, principalmente plantas macrófitas. Com a morte destes organismos e a subsequente decomposição, ocorre elevada demanda pelo oxigênio, com conseqüente escassez desse elemento no meio. Em decorrência da escassez de oxigênio, ocorrem dificuldades para a manutenção da vida nos ambientes aquáticos, principalmente para aquelas espécies com maior nível de demanda de oxigenação, ocasionado assim um empobrecimento da flora e da fauna nos mananciais de água. A eutrofização ocasiona ainda problemas para a economia e saúde humana, entre eles: elevação dos custos para o tratamento da água para consumo humano; prejuízos para a atividade pesqueira; surgimento de odores desagradáveis e formação de produtos tóxicos no processo de tratamento das águas para consumo humano.

Essa realidade tem evidenciado que os problemas decorrentes da erosão hídrica ou escoamento superficial, em conjunto com o uso inadequado ou excessivo da água residuária da suinocultura, podem causar prejuízos à sociedade. Ao mesmo tempo em que promove a diminuição da qualidade da vida, pelo comprometimento dos recursos naturais, demanda recursos para o controle dos efeitos que delas decorrem.

Considerando essa realidade foi estabelecido como objetivo para esta pesquisa avaliar o potencial poluidor, considerando aspectos químicos e dinâmicos do escoamento superficial e de percolação, do uso da ARS (água residuária de suinocultura), tratada em biodigestor, na cultura do feijão.

## 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1 USO DE ÁGUA RESIDUÁRIA

O reuso de água não é um conceito novo e tem sido praticado em todo o mundo há muitos anos. Existem relatos da prática de reuso na Grécia Antiga, com a disposição de esgotos e sua utilização na irrigação.

Segundo SHELEF (1991), no ano de 1985 o uso de águas residuárias em Israel girava em torno de apenas 7%, porém, estima-se que para o ano de 2010 o uso desses resíduos na agricultura corresponda a cerca de 30%.

Conforme BEEKMAN (1996), nas últimas décadas, essa prática tem se consagrado como uma forma econômica de controle da poluição e, simultaneamente, como opção importante para contrapor a escassez de águas. Atualmente, há, aproximadamente, 500.000 hectares de terras agrícolas em cerca de 15 países que estão sendo irrigadas com águas servidas. Entre eles, Israel que detém um dos mais ambiciosos programas de reutilização de águas servidas tratadas, sendo que 70% das águas servidas do país são reutilizadas para a irrigação de 19.000 hectares.

A agroindústria já desperta para as potencialidades da água residuária. Sabe-se que os grandes produtores da agroindústria açucareira já utilizam bem a tecnologia da reciclagem. Além da vinhaça, a água resultante do trabalho industrial na avicultura, suinocultura e bovinocultura tornam-se fontes que poderiam atender à elevada demanda por irrigação, pois é rica em nutrientes e contribui, inclusive, na economia de fertilizantes e adubo. Segundo BREGA FILHO e MANCUSO (2002), a prática de reuso de água no meio agrícola, além de garantir a recarga do lençol freático, serve para fertirrigação de diversas

culturas. Segundo BERNARDES (1986) e SAMPAIO (1999), existem duas justificativas para o uso de águas residuárias: a ecológica e a econômico-social.

No primeiro caso, com a aplicação dessas águas, pode-se recuperar parte da matéria orgânica, minimizando os aspectos negativos que esses resíduos promovem nas águas; o segundo representa uma alternativa viável, tanto de tratamento como de alternativa de reciclagem de minerais.

## 2.2 DEJETO DE SUÍNOS

De acordo com MATOS, SEDIYAMA e FREITAS (1997), a suinocultura é uma atividade concentradora de dejetos com alta carga poluidora para o solo, ar e água. O solo é considerado um sistema disperso, polifásico e heterogêneo, possui propriedades que possibilitam sua utilização como meio de tratamento de águas residuárias e pode atuar como depurador dessas águas, por meio da interceptação dos sólidos em suspensão e remoção de nutrientes, além da oxidação do material orgânico promovido por bactérias que se estabelecem no próprio solo. Entretanto, para que a disposição de água residuária no solo não traga riscos de salinização e contaminação ambiental, é necessário o conhecimento da capacidade de suporte de cada sistema solo-planta para que se possa estabelecer a taxa de aplicação mais adequada, de forma a resguardar a integridade dos recursos naturais.

Segundo DARTORA, PERDOMO e TUMELERO (1998), nas regiões com alta concentração de suínos, grande parte dos dejetos é lançada no solo sem os critérios necessários e em cursos de água sem nenhum tratamento prévio, transformando-se em importante fonte de poluição ambiental e, por não receberem o tratamento adequado, também contribuem para o aumento da produção de insetos nocivos.

SERAFIM e LUCAS JÚNIOR (2003) relataram que, juntamente com a produção de dejetos, há também a excreção de altas doses de fósforo e nitrogênio, em formas não assimiláveis pelas plantas e solo que, quando lançadas diretamente no meio ambiente, tornam-se agentes poluidores. O lançamento de altos níveis desses elementos em águas superficiais pode acarretar eutrofização, causando queda na concentração de oxigênio, devido ao rápido crescimento de algas e conseqüente mortalidade de peixes.

HESS (1980) salientou que os suínos, como as outras espécies animais, produzem resíduos ricos em matéria orgânica e elementos minerais: 20% de Nitrogênio, 30% de Fósforo e 50% de matéria orgânica. Sabe-se que em áreas de elevada quantidade de dejetos suínos, o solo não possui mais a capacidade de assimilação e, conseqüentemente, não apenas o solo, como também os mananciais de água superficial e/ou subterrânea estão contaminados por microrganismos patogênicos e poluidores, principalmente por fósforo, potássio, nitritos e nitratos. Estes dois últimos, além de apresentarem alta mobilidade no solo, são causas de doenças no homem, como: câncer, metaemoglobinúria, intoxicações, entre outras (TURNER; BURTON, 1997).

### 2.3 TRATAMENTO DE DEJETOS GERADOS NA SUINOCULTURA

PERDOMO, LIMA e NONES (2001) admitiram que, para que a suinocultura possa ser auto-sustentável, é necessário dispor ou desenvolver recursos que diminuam o volume de material sólido, minimizem o odor e os demais efeitos indesejáveis, resultantes dessa atividade. O mesmo autor, também, indica a necessidade de uma melhor definição de um sistema capaz de harmonizar a redução do potencial poluidor ambiental com as propriedades fertilizantes apresentadas pelos dejetos e que sejam compatíveis com a realidade econômica da atividade e dos criadores.

Segundo DIESEL, MIRANDA e PERDOMO (2002), o tratamento por processos biotecnológicos leva à obtenção de resíduos com alto poder fertilizante e com a redução dos odores, quantidade de material sólido e de moscas. Existem à disposição dos suinocultores vários tipos de processos biotecnológicos para esse propósito. Obviamente, a facilidade de aplicação é um fator importante, a fim de se evitar operações adicionais no trabalho de rotina de uma criação.

De acordo com SEGANFREDO (2000), o processo de tratamento biológico ideal para dejetos de suínos, atendendo às necessidades do pequeno e médio produtores, seria aquele que reunisse as seguintes características:

- dispensa de instalações de grande porte;
- redução do tempo de armazenagem dos dejetos;
- preservação ou aumento do poder fertilizante;
- produção de alto teor de nitrogênio orgânico para aplicação como fertilizante;
- redução de maus odores, resultantes da presença de produtos de degradação anaeróbia de matéria orgânica;
- facilidade de remoção para a agricultura;
- minimização da poluição do solo e de mananciais de água.

Nesse sentido, a utilização de biodigestores representaria um recurso eficiente para tratar os excrementos e melhorar a higiene e o padrão sanitário do meio rural. O tratamento de dejetos humanos e animais em biodigestor solucionariam os problemas e poderia dar fins aos ovos de esquistossomos e ancilóstomos, bem como de bactérias, bacilos desintéricos e partíficos, além de outros parasitas de importância médica (SUMMERS; BOUSFIELD, 1980).

Segundo LUCAS JUNIOR e SANTOS (2000), o uso do biodigestor permite dar novo destino ao resíduo recolhido, o qual muitas vezes é lançado nos rios ou armazenado em locais não apropriados. Dessa forma, além de produzir energia e lodo estabilizado, o produtor melhora o saneamento da propriedade, erradicando o mau cheiro, a proliferação de moscas e diminuindo a poluição dos recursos hídricos.

## 2.4 VALOR FERTILIZANTE DO DEJETO SUÍNO

Por existir elementos químicos prontamente disponíveis, o dejetos suíno vem sendo utilizado como fertilizante, pois poderão ser absorvidos pelas plantas da mesma maneira que os fertilizantes minerais industrializados. O único problema é que o dejetos suíno possui sua composição muito desbalanceada se comparado com fertilizantes minerais no qual possui uma composição definida de acordo com sua utilização, já a composição do dejetos se altera conforme a alimentação fornecida aos animais, o manejo de água e as condições de armazenamento, no qual dificulta se estabelecer uma dosagem padronizada, sendo que a própria denominação do termo fertilizante para esse tipo de resíduo é questionável KIRCHMANN (1994). Por esse motivo, aplicações contínuas poderão ocasionar desequilíbrios de nutrientes no solo e a gravidade do problema dependerá do tempo de aplicação, da composição e da quantidade de dejetos aplicado, além do tipo de solo e da capacidade de extração das plantas.

O valor fertilizante do resíduo para aplicação no solo é baseado em nutrientes, como nitrogênio, fósforo e potássio presentes BENATTI (2000). Segundo HESS (1980), no resíduo de suínos *in natura* é possível encontrar de 0,6 a 0,75% de nitrogênio, 0,15 a 0,5% de fósforo e 0,4% de potássio. Além do nitrogênio, do fósforo e do potássio, há outros nutrientes que estão presentes, como cálcio, magnésio e enxofre.

O nitrogênio, devido ao elevado teor em que normalmente é observado nos resíduos sólidos é, via de regra, o fator determinante do seu aproveitamento agrícola. Entretanto, cuidados devem ser tomados, pois, taxas muito elevadas deste elemento podem ter grande impacto na qualidade da água subterrânea (FERREIRA; ANDREOLI; JÜRGENSEN, 1999).

Muitas vezes o uso do dejetos em áreas de lavouras tem sido muito limitado e dentre os fatores está à baixa concentração de nutrientes, no qual aumenta os custos de armazenamento, transporte e aplicação, concentrando

seu uso próximo às unidades de produção e que potencialmente aumenta os riscos de contaminação do solo e da água.

Destacam-se os seguintes autores que realizaram trabalhos sobre o tema na região oeste do Paraná: JUNCHEN (2001), RODRIGUES (2001), GOMES (2002), BAUMGARTNER (2003), ANAMI (2003), SARAIVA (2004). Porém, ressalta-se que todos esses trabalhos objetivaram avaliar os efeitos da aplicação de água residuária oriundas de atividades agroindustriais em algumas culturas, na fertilidade do solo e percolação dos íons presentes nas referidas águas residuárias no perfil.

## 2.5 DEJETO SUÍNO COMO PODER DE POLUENTE

Muito se tem discutido a respeito do meio ambiente e da qualidade de água em várias partes do mundo sendo que a agricultura foi apontada como uma das importantes fontes de poluição, tendo a produção animal considerado o principal fator desta poluição.

A produção animal pode contribuir para a contaminação da água de três maneiras: a primeira pelo escoamento superficial após aplicação dos esterco no campo, lixiviação de nutrientes em função de excessivas aplicações ou nos próprios tanques de armazenamento sem nenhum revestimento; a segunda, pela poluição do ar em função de gases e odores liberados na decomposição do dejetos durante o período de armazenamento e/ou após distribuição no campo; e a terceira, pela poluição do solo causada por aplicações excessivas de certos nutrientes, tendo como consequência um desbalanço em determinados elementos e que pode refletir negativamente no crescimento de plantas.

De acordo com HATFIELD (1998), a lixiviação de nitrato através do perfil do solo e o transporte do fósforo via escoamento superficial, são colocados na literatura internacional como os dois principais problemas de

impacto ambiental sobre a qualidade da água em locais que desenvolvem a criação de animais.

Nos Estados Unidos e na Europa, grande parte do problema com relação ao fósforo tem como conseqüência o fato de as dosagens de dejetos aplicadas normalmente serem feitas baseadas somente no teor de nitrogênio. Essa contínua aplicação na mesma área, geralmente leva a um incremento nas concentrações de fósforo no solo excedendo freqüentemente os níveis requeridos pelas culturas (KING; BURNS; WESTERMAN, 1990). Além disso, um incremento nas concentrações de fósforo pode reduzir a capacidade de absorção do solo REDDY et al., (1980), podendo incrementar o potencial de perda de fósforo pelo fluxo lateral e vertical de água no solo (MCLEOD; HEGG, 1984).

Quando lançado diretamente nos cursos d'água o dejetos pode reduzir a quantidade de oxigênio a valores inferiores à necessidade da fauna aquática e provocar a morte de peixes e outros seres vivos. Além disso, a presença de substâncias orgânicas putrescíveis pode gerar odores desagradáveis, tornando as águas impróprias para fins de abastecimento e lazer (SCHERER: BALDISSERA; DIAS, 1995).

## 2.6 ESCOAMENTO SUPERFICIAL E TRANSPORTE DE NUTRIENTES

O escoamento superficial é o processo de desprendimento e transporte da água e das partículas do solo, constituindo-se na principal causa da degradação dos solos agrícolas e contaminação ambiental.

O transporte de pesticidas por escoamento tem sido considerado um dos principais meios de contaminação de rios e lagos (GAYNOR; MacTAVISH; FINDLAY, 1992). Por conter o escoamento, água e partículas de solo em suspensão, o transporte do pesticida pode ocorrer tanto dissolvido na água como adsorvido às partículas em suspensão. Em geral, alguns pesticidas são

preferencialmente transportados adsorvidos às partículas do solo em suspensão, enquanto outros são preferencialmente transportados na água (LAL, 1989).

Além das partículas de solo em suspensão, o escoamento superficial transporta nutrientes, matéria orgânica, sementes e defensivos agrícolas que, além de acarretarem o empobrecimento gradativo dos solos agrícolas, geram também o assoreamento e a poluição dos mananciais.

Dados apresentados por WESTERMAN, DONNELLY e OVERCASH (1983) mostraram que a resposta do escoamento superficial à aplicação superficial de esterco depende da forma como é aplicado (seco ou líquido), da quantidade aplicada e do intervalo entre a aplicação e a chuva.

EDWARDS e DANIEL (1993a) comparando o efeito da aplicação entre esterco de aves e esterco líquido de suínos sobre o escoamento superficial com aplicação de chuva simulada de  $50 \text{ mm h}^{-1}$  em área de pastagem, demonstraram que o escoamento superficial nas parcelas com aplicação de esterco líquido de suínos, foi três vezes maior do que a observada com aplicação do esterco de aves e na testemunha. Para os autores, isso pode ser atribuído à adição de água via dejetos e ao selamento da superfície do solo pelas finas partículas contidas no esterco líquido de suínos.

O escoamento superficial em áreas tratadas com dejetos pode conter quantidades significativas de nitrogênio, e vários estudos têm reportado altas perdas por escoamento superficial, somando cerca de 25 a 50 % das perdas totais de nitrogênio aplicado via esterco após chuvas pesadas e sucessivas (YOUNG; MUTCHLER, 1976; STEENHUIS et al., 1981).

A concentração de constituintes do esterco na água do escoamento superficial é inversamente proporcional à aplicação do esterco e o primeiro escoamento superficial (EDWARDS; DANIEL, 1993b). Nesse trabalho, as maiores concentrações de nitrogênio total ocorreram durante as primeiras chuvas simuladas logo após a aplicação do esterco, sendo que seis dias após, essas perdas foram 80 % menores das observadas na primeira avaliação.

Avaliando a aplicação do esterco de aves em pastagem sobre a qualidade da água do escoamento superficial e trabalhando com chuva simulada aplicada semanalmente, MCLEOD e HEGG, (1984) observaram já no segundo escoamento superficial, redução de 79 % nas concentrações de

nitrogênio total, 56 % no fósforo total e 57 % na demanda bioquímica de oxigênio em relação ao primeiro escoamento. Após o quarto escoamento superficial, a perda total de nutrientes foi inferior a 4 % do aplicado para o nitrogênio total e para a demanda bioquímica de oxigênio e 2,5 % para o fósforo total, sendo que após o sétimo escoamento não houve mais diferença entre tratamentos com e sem aplicação de esterco.

Para o fósforo, o transporte por escoamento superficial pode ocorrer na forma solúvel ou ligada à fração sólida, incluindo nessa última o fósforo adsorvido às partículas de solo e/ou matéria orgânica.

No sistema de plantio convencional, a perda de fósforo na fase sólida varia de 75-90%, já em florestas ou pastagens naturais a perda na forma solúvel é predominante, forma essa que está relacionada à disponibilidade do elemento, isso porque, enquanto o fósforo solúvel está prontamente disponível à absorção biológica, o fósforo fixado às partículas pode, ao longo do tempo, tornar-se disponível ao crescimento de plantas aquáticas (WILDUNG; SCHMIDT; GAHLER, 1974).

A perda de fósforo em áreas que recebem aplicação de dejetos pode incrementar seus teores na solução do escoamento superficial podendo causar a eutrofização das águas superficiais, sendo as perdas de fósforo por esse caminho, influenciadas pela quantidade aplicada, método de aplicação do fertilizante e/ou esterco, intensidade da chuva e intervalo entre a aplicação e o escoamento superficial.

Estudos realizados mostram que a concentração de fósforo ligado à fração sólida transportada no escoamento superficial é maior no sistema convencional de preparo de solo, sendo o plantio direto eficiente na redução dessas perdas, provavelmente devido à manutenção do resíduo na superfície (MCDOWELL; MCGREGOR, 1984). Por outro lado, YLI-HALLA et al. (1995) citaram que medidas que reduzem a erosão do solo não necessariamente reduzem a eutrofização, pois as perdas de fósforo solúvel podem continuar altas. Isso fica evidente no trabalho de HEATHWAITE, SHARPLEY e GBUREK (2000), onde mostraram que o plantio direto reduziu as perdas de fósforo total no escoamento superficial, mas incrementou as perdas de nitrato e fósforo solúvel.

Muitos dos recentes problemas das perdas de fósforo na agricultura americana e europeia se devem ao desbalanço nas entradas de fósforo no sistema. O rápido crescimento e intensificação nos processos criatórios de animais têm sido apontado como fonte do problema (VALPASVUO-JAATINEN; REKOLAINEN; LATOSTENMAA, 1997). Parte do problema é que a aplicação do esterco é rotineiramente baseada no conteúdo de nitrogênio do esterco e o requerimento desse elemento pela cultura. Com isso, há uma tendência no acúmulo de fósforo no solo aplicado via esterco, isso porque a relação N/P do esterco varia de 2:1 a 6:1 e o consumo pelas culturas de 7:1 a 11:1. O desbalanço N/P é ainda agravado pela volatilização e perda de nitrogênio do esterco, o que tem levado a um incremento na concentração de fósforo em alguns solos, representando risco ao transporte de fósforo e contaminação da água (SHARPLEY et al., 1996).

A incorporação do esterco tem sido apontada como uma maneira de aumentar a retenção de nutrientes e conseqüentemente maior disponibilidade para as plantas, reduzindo assim o impacto ambiental da utilização de esterco sobre a qualidade da água de superfície (MATHERS; STEWART; THOMAS, 1973; MUELLER; WENDT; DANIEL, 1984; NICHOLS; DANIEL; EDWARDS, 1994). Porém, em sistemas conservacionistas como o plantio direto, isso fica inviável e aumenta o desafio na busca de práticas de manejo que minimizem o acúmulo de nitrogênio e fósforo na superfície, bem como o seu transporte para cursos d'água.

## 2.7 EUTROFIZAÇÃO DE MANANCIAIS SUPERFICIAIS DE ÁGUA

Quando o fenômeno da erosão hídrica transporta nutrientes por meio do escoamento superficial e estes são depositados nos mananciais de água de superfície, há grandes probabilidades dos recursos hídricos desses mananciais serem eutrofizados, um fenômeno que resulta em alto crescimento da biota

aquática (EGHBALL; GILLEY, 1999; CORRELL, 1998; SHARPLEY, A. N.; HALVORSON, D. A BHATNAGAR, 1994; MILLER; KETCHESON, 1985). Uma das causas da eutrofização das águas é o seu nível de turbidez, ocasionado pelo aporte de sedimentos minerais e orgânicos nos mananciais. Isto se deve ao fato de que a turbidez interfere na presença da luz em uma massa de água, pois sua penetração é dificultada pelas partículas em suspensão na água.

No processo de eutrofização, os nutrientes revestem-se de um caráter especial, devido a seus efeitos sobre a produção biológica em um reservatório de água. Os nutrientes em ordem decrescente de importância para a vida são: C>N>P>S (TUNDISI, 2001). Embora seja necessário N e C para o crescimento de algas, o ciclo do P é considerado como o mais crítico da produção orgânica dos reservatórios. Isso se deve a dificuldade em controlar a troca ar-água de N e C e a fixação atmosférica do N pelas algas (SHARPLEY, A. N.; HALVORSON, D. A BHATNAGAR, 1994;). Assim, do ponto de vista da eutrofização não basta dar ênfase ao N, uma vez que, em água doce, o elemento crítico é o P (SIMARD; BEAUCHEMIN; HAYGARTH, 2000). A importância do P no processo de eutrofização justifica a adoção de medidas severas de controle da entrada desse elemento no ambiente aquático. Isso é enfatizado pelo fato de que os níveis de P que causam a eutrofização, geralmente são inferiores aqueles existentes no solo (CORRELL, 1998).

## 2.8 MOVIMENTOS DE NUTRIENTES NO PERFIL DO SOLO

SHARPLEY e HALVORSON (1994) citaram que a preocupação da comunidade científica, relativa ao papel da agricultura como fonte de poluição da água, tem proporcionado uma busca de informações sobre o impacto de práticas agrícolas na qualidade da água. O incremento na concentração de nitrato no lençol freático e em águas superficiais, como resultado da aplicação de altas doses de nitrogênio mineral, tem sido muito bem documentado na

bibliografia internacional (BAKER; JOHNSON, 1981). No Brasil, estudos sobre a contaminação das águas subterrâneas são incipientes. No estado de São Paulo, um relatório apresentado pela CETESB (1994) mostra que nas águas subterrâneas a concentração de nitrato está abaixo do limite de  $10 \text{ mg L}^{-1}$ , estabelecido por lei na Europa e nos Estados Unidos.

De um modo geral, os dados na bibliografia sobre nitrogênio por lixiviação em sistemas de preparo de solo mostram a amplitude dos resultados obtidos, muitos dos quais contraditórios. Por isso, interpretações a respeito da influência de sistemas de preparo de solo sobre a lixiviação de  $\text{NO}_3^-$  são difíceis de serem generalizadas, pois é um evento que sofre influência de vários fatores os quais podem variar de ano para ano.

O fósforo, de um modo geral, é mais transportado pelo fluxo superficial do que por subsuperfície, por ser fortemente adsorvido pelas partículas de solo, o que o torna pouco móvel. Assim, esse elemento tende a se acumular na posição em que é aplicado, somente se transferindo de local quando a porção de solo em que se encontra sofre movimentação (GINTING et al., 1998; CORRELL, 1998). Por sua vez o potássio, por se encontrar em maiores concentrações no solo, além de ser mais solúvel e móvel no solo do que o P é tem maior perda por lixiviação (BERTOL et al., 2004).

À semelhança do que ocorre em outros países, como nos Estados Unidos, a criação intensiva de animais em pequenas propriedades e o uso sucessivo de pequenas áreas como local de descarte desse resíduo são problemas que preocupam pelo potencial de contaminação do lençol freático, pois podem aumentar a concentração de nitrato no solo. Nesse sentido, CHANG e ENTZ (1996), avaliando o efeito da aplicação anual de esterco de gado por um longo período, mostraram que os níveis de esterco e a precipitação afetaram as concentrações de nitrato no solo. A aplicação de esterco uma, duas ou três vezes acima da recomendação ( $60 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}$ ) resultou em acúmulo significativo de nitrato na zona radicular do centeio e mínima perda de nitrogênio foi observada, abaixo de 1,5 m, exceto para anos com alta precipitação. Porém, com irrigação e repetidas aplicações com taxa maior que a recomendada, os autores mostraram que as perdas podem atingir de 93 a  $341 \text{ kg de N ha}^{-1}$ . Portanto, segundo esses autores, a aplicação anual de esterco acima da recomendação, por longo tempo, não é indicada pelos

riscos de contaminação do solo e da água, observação essa também feita por INGRID, KJELLERUP e BENDT (1997), após dois anos de consecutivas aplicações de esterco de animais. Por isso, a definição de dosagens a serem aplicadas, bem como o intervalo de aplicação dos dejetos numa mesma área, são fatores importantes para minimizar o impacto ambiental devido às perdas de nitrogênio por lixiviação de nitrato.

Embora o nitrogênio e o carbono sejam essenciais para o crescimento da biota aquática, o fósforo tem recebido especial atenção em muitas partes do mundo pelo potencial de eutrofização das águas, por ser um elemento limitante a esse crescimento. Enquanto têm sido mostradas as perdas de fósforo do solo para a água por meio da erosão e/ou escoamento superficial, as perdas de fósforo por lixiviação têm recebido pouca atenção (HEATHWAITE; SHARPLEY; GBUREK, 2000). Comparativamente ao nitrato, a mobilidade do fósforo no solo é muito pequena e, por isso, as perdas por lixiviação em solos agricultáveis são consideradas insignificantes.

A lixiviação de fósforo no perfil do solo, após a aplicação de fertilizante, parece ser pequena. EGHBALL, SANDER e SKOPP (1990) aplicaram 60 kg ha<sup>-1</sup> de fósforo em parcelas e mostraram que a descida do fósforo foi de apenas 4 cm em três tipos de solos. Comparando a lixiviação de fósforo com a aplicação de fertilizante e resíduo orgânico (esterco), trabalhos mostraram que esta tem sido maior com aplicação de resíduos orgânicos, evidenciando assim maior mobilidade de fósforo no solo na forma orgânica (MOZAFFARI; SIMS, 1994; EGHBALL; BINFORD; BALTENSBERGER, 1996).

Quando a aplicação de fósforo é feita dentro da recomendação, dificilmente se têm perdas de fósforo em subsuperfície, porém, aplicações acima da necessidade da cultura por um longo período, podem resultar em acúmulo de fósforo no solo e, conseqüentemente, aumentar as perdas em subsuperfície, mesmo em solos de textura fina. Em regiões que desenvolvem a atividade criatória de animais, é comum em solos agricultáveis nível muito alto ou em excesso de fósforo, devido à contínua aplicação de dejetos. Nessas condições, trabalhos mostram que a aplicação de esterco em quantidades que superam o requerimento das culturas pode incrementar a descida de fósforo no perfil do solo pela redução da capacidade de adsorção do solo (SUTTON et al., 1982; BEAUCHEMIN et al., 1996).



### 3 MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 MATERIAL E CONDUÇÃO EXPERIMENTAL

O presente trabalho foi desenvolvido na Fazenda Experimental da PUCPR – *campus* de Toledo – PR e teve a duração de 120 dias. Foi utilizado para o experimento o feijão jalo precoce (EMBRAPA) (ciclo de 75 dias), semeado no sistema de plantio direto, sem adubação química.

A água residuária de suinocultura utilizada no experimento foi proveniente do Colégio Agrícola localizado no município de Toledo que possui um biodigestor.

Na Tabela 1 são apresentadas as características químicas do efluente, em cada etapa do processo de tratamento no biodigestor.

**Tabela 1** - Características químicas da água residuária tratada em biodigestor, nas etapas do tratamento no biodigestor

PARÂMETROS	ENTRADA NO BIODIGESTOR	SAÍDA DO BIODIGESTOR	SAÍDA DO TANQUE DE SEDIMENTAÇÃO
NT	3,200	1.800	1.296
P	66,00	47,00	28,00
K	1,40	0,80	0,51
DBO <sub>5</sub>	32.425,00	2.932,60	483,00
DQO	41.500,00	8.043,00	1.967,50
ST	79.390,00	11.810,00	3.800,00

NOTA: Valores expressos em mg/L<sup>-1</sup>; ST = sólidos totais; DBO = Demanda Bioquímica de Oxigênio; DQO = Demanda Química de Oxigênio; NT = Nitrogênio Total; P = Fósforo; K = Potássio;

**Tabela 2 -** Características químicas da água residuária utilizada nas aplicações

PARÂMETROS	APLICAÇÃO			
	1º	2º	3º	4º
NT	1,296	1,272	1,260	1,282
P	24,62	26,71	30,54	31,95
K	0,49	0,45	0,51	0,54

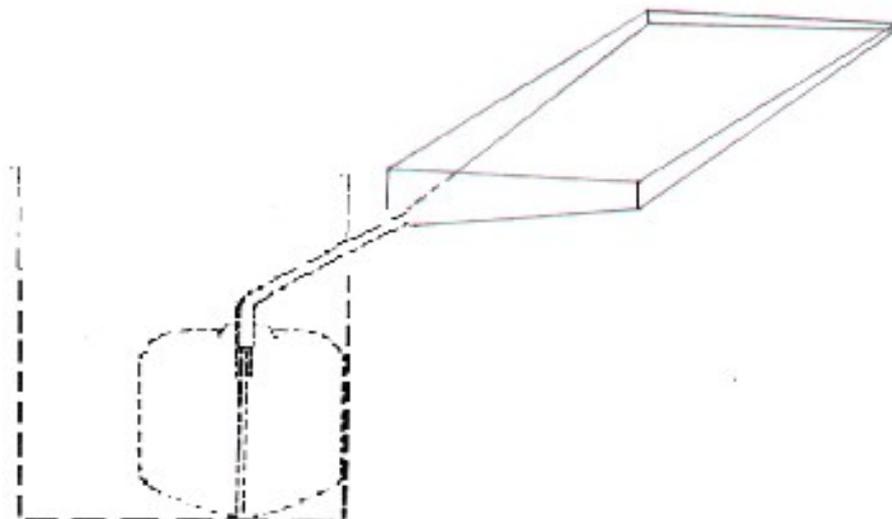
NOTA: Valores expressos em mg/L; NT = Nitrogênio Total; P = Fósforo; K = Potássio;

### 3.2 CONSTRUÇÃO DO EXPERIMENTO

Para a execução do experimento foram demarcadas 20 parcelas de 2 m<sup>2</sup> (Figura 1) e para a coleta do escoamento superficial (chuva natural) foi instalada, em cada parcela, uma armação metálica com 0,75 m de comprimento e 0,50 m de largura (Figura 2), onde em uma das extremidades havia uma calha coletora conectada por uma mangueira a um recipiente de armazenamento com capacidade de 20 litros. A declividade da área em que as calhas foram instaladas é de 3 %.



**Figura 1 -** Parcelas experimentais.



**Figura 2 -** Esquema do funcionamento da calha coletora.

Em cada uma das parcelas foram coletadas amostras do escoamento superficial ao longo de todo o ciclo da cultura, como também amostras do solo ao final do experimento. Durante a realização do experimento foram feitas quatro aplicações do efluente, por meio de um regador nos blocos, ou seja, foram realizados quatro tratamentos e uma testemunha: ausência do efluente como testemunha, T1; aplicação de 50 m<sup>3</sup>, tratamento T2; 100m<sup>3</sup>, tratamento T3; 150 m<sup>3</sup>, tratamento T4; 200 m<sup>3</sup>, tratamento T5. As aplicações dos efluentes foram realizadas gradativamente, em ordem crescente, até chegar à quantidade máxima de 200 m<sup>3</sup>.

**Tabela 3 -** Cronograma da aplicação

TRATAMENTO	QUANTIDADE TOTAL DE EFLUENTE APLICADO	DIAS DA APLICAÇÃO			
		Plantio	12 (DAP)	26 (DAP)	39 (DAP)
T1(testemunha)	0	-	-	-	-
T2	50 M <sup>3</sup>	X			
T3	100 M <sup>3</sup>	X	X		
T4	150 M <sup>3</sup>	X	X	X	
T5	200 M <sup>3</sup>	X	X	X	X

NOTAS: Cada aplicação corresponde a 50 M<sup>3</sup>.

DAP = Dias após o plantio.

Essa metodologia de aplicação foi adaptada de SILVA, F. F. (2004).

Toda vez que ocorreu o escoamento superficial nas parcelas, provocado pelas chuvas, o escoado foi coletado em recipientes plásticos nos quais foram devidamente medidos os volumes, identificados e armazenados sob refrigeração.

Nessas amostras de escoado, determinaram-se as concentrações e quantidades de nitrogênio total, fósforo e potássio. As amostras foram avaliadas no laboratório de solos da PUCPR – *campus* de Toledo – PR e na Central de Análises Ltda. – SOLOANÁLISE, em Cascavel - PR.

Amostras do solo foram coletadas no final do experimento, nas profundidades 0-5, 5-10, 10-15, 15-20, 20-30, 30-40 e 40-60 cm, que, posteriormente, foram encaminhadas para análise na FUNTEC (Fundação para o Desenvolvimento Científico e Tecnológico de Toledo) para análise dos seguintes parâmetros: nitrogênio total, fósforo, potássio.

### 3.3 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL E ANÁLISE ESTATÍSTICA

O delineamento experimental se deu em blocos inteiramente casualizados, em esquema fatorial 4 (repetições/bloco) x 5 (tratamentos).

Em seguida, procedeu-se a análise de variância dos dados. Para o estudo da significância estatística utilizou-se o teste T, ao nível de 5% de probabilidade.

Análises de regressão foram realizadas para avaliar o comportamento dinâmico do escoado.

A análise dos dados foi realizada com auxílio do programa Sistema de Análise Estatística (SAS).

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 CHUVAS E ESCOAMENTO SUPERFICIAL OCORRIDO DURANTE O EXPERIMENTO

Durante a realização do experimento ocorreram nove precipitações (chuvas). Porém, ocorreu o escoamento superficial somente em quatro momentos, nas precipitações: 03, 05, 08 e 09. O balanço hídrico simplificado pode ser visto na Tabela 3.

**Tabela 4** - Lâminas precipitadas, escoadas e infiltradas acumuladas ao longo do ciclo da cultura

OCORRÊNCIA	DAP (Dias)*	LÂMINA PRECIPITADA (mm)	LÂMINAS ACUMULADAS (mm)		
			Precipitada	Escoada	Infiltrada
1	3	18,9	18,9		18,9
2	6	9	27,9		27,9
3	10	41,85	69,75	0,35	69,4
4	21	18	87,75	0,35	87,4
5	22	102,6	190,35	0,75	189,6
6	35	15	205,35	0,75	204,6
7	36	8	213,35	0,75	212,6
8	57	83,7	297,05	1,45	295,6
9	60	74,25	371,3	1,85	369,45

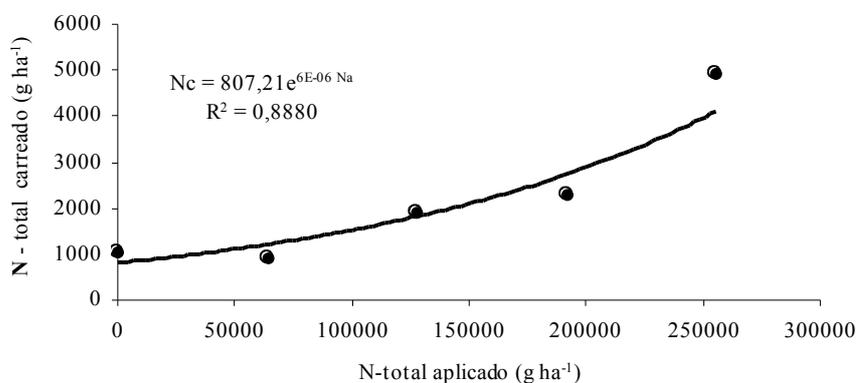
NOTA: \* Semeadura realizada em 26/11/2006.

## 4.2 COMPORTAMENTO DO NITROGÊNIO TOTAL

Conforme se pode observar na Figura 3, ocorreu um aumento gradativo na concentração de nitrogênio no efluente escoado, à medida que se aumentou a dosagem nos tratamentos empregados.

Considerando de T2 a T5, a taxa média total de aumento do nitrogênio total carregado corresponde à proporção de 1/1, ou seja, aumentando-se cinco vezes o aplicado aumenta cinco vezes o carregado.

Porém, destaca-se que o comportamento é exponencial, mediante análises de regressão, completamente diferente do encontrado por BASSO (2003), que observou um comportamento quadrático decrescente, quando foram aplicadas taxas de 0 a 80 m<sup>3</sup>ha<sup>-1</sup> na cultura do nabo forrageiro, em solo tipicamente arenoso com declividade de 3 %.



**Figura 3** - Quantidade de n-total carregado pelo escoamento superficial em função da quantidade de nutrientes aplicada.

COELHO (1973) relatou que o nitrogênio, principalmente na forma de nitrato, é solúvel na água do solo, com cujos constituintes não formam

compostos insolúveis e são de transporte relativamente fácil no escoamento superficial e também no perfil do solo.

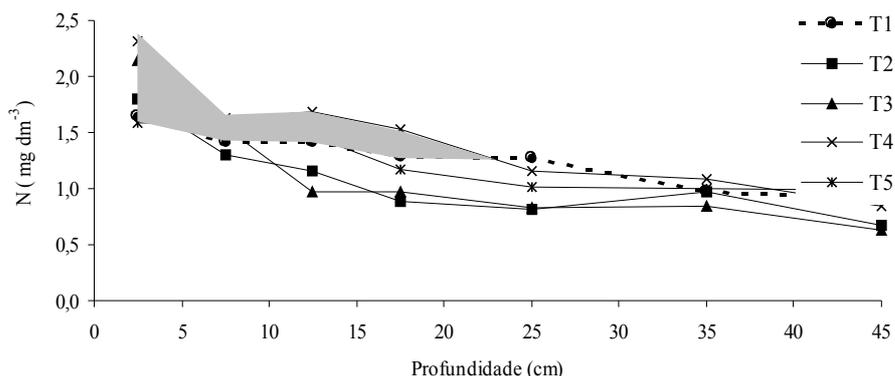
Sendo assim, o nitrogênio é considerado um dos nutrientes que mais se perde pela erosão, devido à sua concentração nas camadas mais superficiais do solo, em que o processo de erosão atua. Contudo, Smith et al. (2001a e 2001b), *apud* BASSO (2003), reconheceram que as concentrações de nitrogênio na solução do escoamento superficial podem representar um potencial poluidor para o ambiente. Esse potencial é ainda maior em áreas agrícolas, nas quais se pratica o uso de efluentes de origem suína na fertilização de culturas e onde as áreas apresentam topografia acentuada sem sistema de conservação de solos adequado, especialmente, quando do uso de altas doses, seguidas por precipitações que excedam a infiltração de água no solo, podendo, porém, serem perdidos por escoamento superficial. Prova disso foram as perdas de 25 a 50% de nitrogênio, ocorridas após a aplicação de água residuária da suinocultura com a ocorrência de chuvas pesadas e sucessivas, verificadas por YOUNG e MUTCHLER (1976) e STEENHUIS et al. (1981).

Pela análise da Figura 4 é possível confirmar o potencial poluidor da água residuária da suinocultura aplicada, tendo em vista sua percolação e concentração do nitrogênio para as camadas mais profundas do perfil do solo analisado, fato já evidenciado por BASSO (2003). Nos horizontes de subsuperfície, a existência da fase orgânica do solo é remota, constituindo-se somente de horizontes minerais.

Considerando-se que a testemunha, T1 representa as concentrações originais da área, destaca-se que as áreas hachuradas no gráfico (Figura 4) representam o acúmulo de nitrogênio decorrente da aplicação da água residuária da suinocultura.

Na Figura 4, nota-se que na camada de 0 – 5 cm, todos os tratamentos propiciaram excesso de nitrogênio total. Nas camadas subseqüentes, observa-se que os tratamentos de maiores dosagens produziram maiores acúmulos de nitrogênio total até a profundidade de 20 cm.

**Figura 4 -** Concentração de nitrogênio-total ao longo do perfil do solo.



ROTH e FOX (1990), ANGLE et al. (1993), DALIPARTHY, HERBERT e VENEMAN. (1994), JEMISON e FOX (1994) e SEXTON et al. (1996), verificaram que, quando a adição de nitrogênio excede à necessidade da cultura e o estágio de desenvolvimento não é fisiologicamente apropriado, parte significativa pode lixiviar abaixo da zona radicular da planta e, como conseqüência, atingirá o lençol freático. COELHO (1973) relatou que as perdas de nitrogênio por lixiviação variam muito com a quantidade e distribuição de água residuária de suinocultura, precipitação, temperatura, classe de solo, tempo que o solo permanece sem cultura, quantidade de matéria orgânica e sistema de cultivo.

A água residuária de suinocultura em questão influencia diretamente a concentração do nitrogênio aplicado, em função de sua dosagem e volume, forçando o arrasto para as camadas mais profundas do solo, tendo em vista que metade da concentração de nitrogênio existente no efluente encontra-se na forma inorgânica ( $\text{NO}_3^-$ ), forma mineral do nitrogênio, a qual apresenta grande mobilidade no solo. Nesse sentido, CHANG e ENTZ (1996), avaliando o efeito da aplicação anual de água residuária de bovino por um longo período, mostraram que os níveis de aplicação e a precipitação afetaram as concentrações de nitrato no solo, constatando que aplicações acima do recomendado ( $60 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$ ), resultaram em acúmulo significativo de nitrato na cultura em estudo (centeio). Portanto, segundo esses autores, a aplicação anual de água residuária acima do recomendado, por um longo período, não é

indicada pelos riscos de contaminação da água e do solo, constatação confirmada por INGRID, KJELLERUP e BENDT (1997).

MALAVOLTA (1976) citou que a temperatura e a umidade influenciam diretamente o teor de nitrogênio disponível para as plantas (nitrato), pois, quando a umidade e a temperatura são favoráveis, constata-se o aumento da atividade microbiana, a qual culmina na mineralização do nitrogênio.

N'DAYEGAMIYE; CÔTÉ D. (1989) constataram incremento dos teores de C orgânico e N-Total nas camadas superficiais e uma pequena quantidade nas camadas mais profundas do solo, provavelmente, devido ao aumento das atividades microbianas, motivadas pela água residuária aplicada. Evidência constatada na Figura 4, devido aos teores revelados. No entanto como as aplicações foram seguidas de precipitações e com o solo em condições de boa umidade, pode-se confirmar a percolação no N-Total para as camadas mais profundas do solo em estudo, atentando para o risco de contaminação da água e do solo.

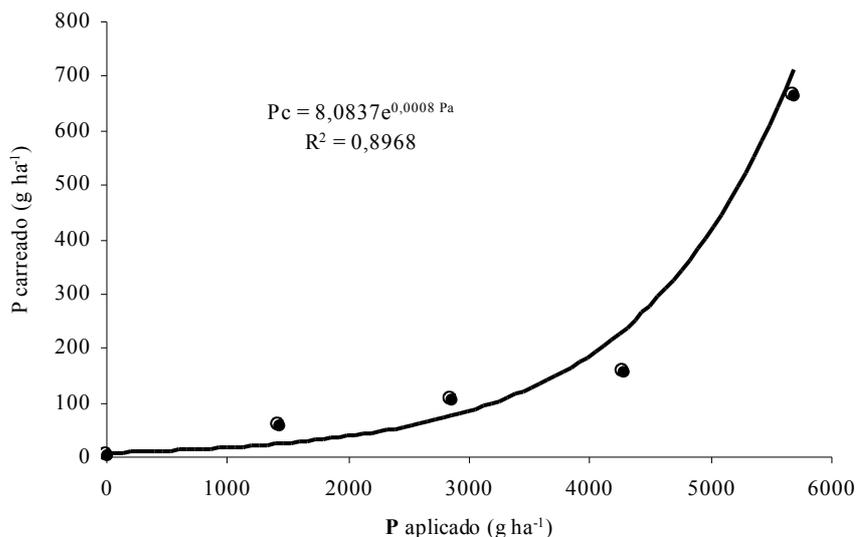
#### 4.3 COMPORTAMENTO DO FÓSFORO

Avaliando os tratamentos T2 a T5, observa-se uma taxa média total de aumento do fósforo carregado correspondente à proporção de 1/2,5.

Na Figura 5 é possível observar o perfil dos quatro escoamentos superficiais ocorridos. Com base nos dados obtidos no experimento realizado, observa-se comportamento semelhante do fósforo escoado em relação ao nitrogênio, já discutido anteriormente, o que revela o potencial poluidor da água residuária no que se refere ao aumento da concentração do fósforo, em função da dose de água residuária aplicada, demonstrando a periculosidade ambiental do dejetos em relação aos mananciais hídricos. SHARPLEY et al. (1996) determinaram em seu estudo que a concentração de fósforo inorgânico na água de superfície de  $0,01 - 0,02 \text{ mg. L}^{-1}$ , é considerada crítica e a partir desses valores o processo de eutrofização é acelerado.

HEATHWAITE, SHARPLEY e GBUREK (2000) salientaram que as baixas concentrações como níveis críticos para os corpos d'água, os quais são menores do que aqueles colocados como ideais na solução do solo para um bom desenvolvimento das lavouras comerciais, que se situa entre  $0,20$  a  $0,30 \text{ mg.L}^{-1}$ , mostram o alto potencial de contaminação dos recursos hídricos pelo fósforo inorgânico. Contudo, apesar do fósforo ser um elemento de extrema importância para o desenvolvimento das plantas e ser o mineral de maior fator limitante nos solos brasileiros, sua baixa concentração na água de superfície oferece enorme risco ambiental.

HEATHWAITE, SHARPLEY e GBUREK (2000) também afirmaram que o escoamento superficial é o principal responsável pelas perdas de fósforo. Isso se confirma quando se observa a Figura 5. Considerando-se as doses de efluente, observa-se que as perdas de fósforo foram incrementadas à medida que houve aumento na dose aplicada, correspondente às concentrações de  $37,9$ ,  $19,9$ ,  $16,5$ ,  $4,14$  e  $0,35 \text{ mg.L}^{-1}$  de fósforo total.

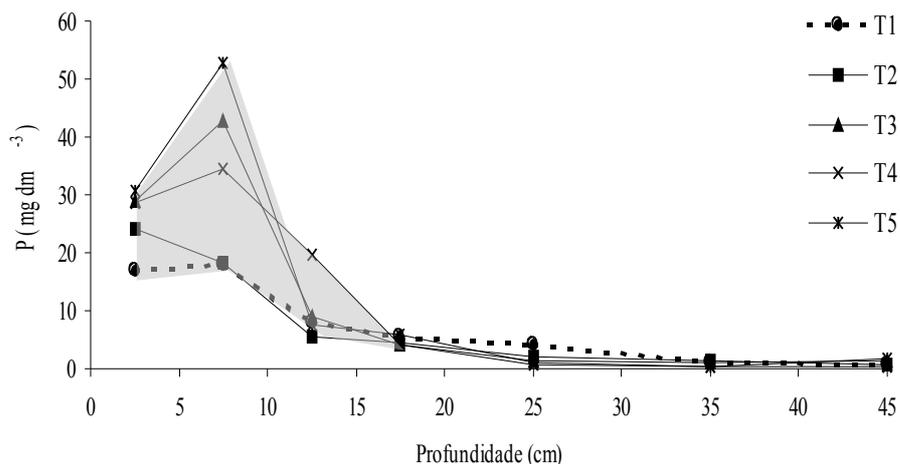


**Figura 5** Quantidade de P (fósforo) carregado pelo escoamento superficial em função da quantidade de nutrientes aplicado.

BERTOL (2005) evidenciou que o solo que recebe dejetos líquidos de suíno propicia maior suscetibilidade do solo para perda de fósforo, em relação ao solo que recebe formulados com NPK. Isso significa, ainda, que a transferência de fósforo para o solo por meio de dejetos líquidos de suíno apresenta maior risco ambiental do que se essa transferência fosse feita por uma fonte inorgânica. Tal comportamento pode ter ocorrido pelo transporte, pela enxurrada, do dejetos suíno que permaneceu na superfície e da maior solubilidade do fósforo contido na água residuária do que no NPK e do que no solo. WITHERS et al. (2001), avaliando as perdas de fósforo aplicado no solo na forma de água residuária de bovinocultura, adubo mineral e lodo de esgoto, constataram que, na condição de dejetos líquidos de bovino, o fósforo foi mais solúvel. Isto evidencia o risco que podem representar as chuvas de menor intensidade nas perdas de P (QUINTON; CATT; HESS, 2001), especialmente quando apresentam volumes suficientes para gerar enxurrada e, ainda, quando precipitam imediatamente após a aplicação de água residuária na superfície do solo.

É possível verificar na Figura 6 que ocorre aumento gradativo na quantidade de fósforo nas camadas mais superficiais do perfil, conforme a dose de água residuária aplicada. Também é possível observar que a partir da

testemunha, ou seja, da ausência da água residuária, essa quantidade aumenta linearmente e que a partir da aplicação de 50 m<sup>3</sup> as concentrações são cada vez maiores, na medida em que se sucedem os tratamentos, comparando-se com o nitrogênio total. Nota-se, na área hachurada no gráfico da Figura 6, maior acúmulo do fósforo nas camadas superficiais, proporcional aos tratamentos.



**Figura 6** - Concentração de fósforo ao longo do perfil do solo.

O fósforo é um nutriente de baixa mobilidade no perfil, devido aos compostos que são formados, em combinação com outros elementos encontrados no solo, como no caso do ferro, alumínio e cálcio, perfazendo o fenômeno conhecido como fixação, a qual pode se dar por substituição isomórfica, adsorção e dupla decomposição, relacionada ao produto de solubilidade, evidenciando a concentração nas camadas mais superficiais.

Enquanto têm sido mostradas as perdas de fósforo do solo para a água por meio do escoamento superficial, pouca importância tem sido dada às perdas desse nutriente por lixiviação. Na Figura 6 é mostrada a baixa movimentação do fósforo no perfil do solo, comparativamente ao nitrogênio, por isso as perdas de fósforo por lixiviação em solos agricultáveis são consideradas insignificantes (HEATHWAITE; SHARPLEY; GBUREK, 2000).

Em curto prazo, estudos desenvolvidos por EGHBALL, SANDER e SKOPP (1990) evidenciam a movimentação do fósforo em somente 0,04 m no

perfil do solo, em três classes de solos. Porém, em trabalho desenvolvido por KAO e BLANCHAR (1973), após 82 anos de contínua aplicação de água residuária e fertilizantes, uma significativa quantidade de fósforo foi encontrada nas profundidades de 1,0 a 1,4 m.

Quando se aplica fósforo dentro do recomendado, dificilmente ocorre a sua perda em subsuperfície, porém, se aplicado acima da necessidade da cultura por um longo período, pode resultar em acúmulo de fósforo no solo. A aplicação de esterco em quantidades que superam o requerimento da cultura pode incrementar a descida de fósforo no perfil do solo, devido à redução na capacidade de adsorção. SUTTON et al. (1982) e BEAUCHEMIN et al. (1996) citaram que, com o decorrer dos anos e do uso irracional e desenfreado da água residuária, o potencial de contaminação do lençol freático está presente até mesmo com esse nutriente que, até então, era dado como imóvel nas camadas mais profundas do solo.

#### 4.4 COMPORTAMENTO DO POTÁSSIO

Observando-se a Figura 7, percebe-se o padrão de concentração do nutriente em função da dosagem aplicada, assim como foi observado e discutido com os elementos fósforo e nitrogênio no escoamento superficial da água residuária sobre o solo.

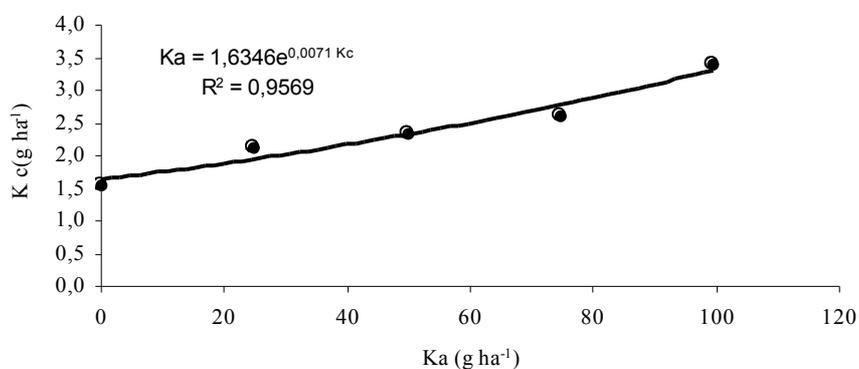
Conforme se observa nos tratamentos T2 a T5, constatou-se uma taxa média total de aumento do potássio carregado correspondente à proporção de 1/0,45.

Em menor grau de potencial poluidor, o potássio também pode causar sérios riscos ambientais, pois o uso indiscriminado e incorreto de água residuária nas práticas agrícolas pode acarretar a poluição do solo e da água por esse nutriente, pois ele possui movimentação através do perfil do solo. Um risco que o potássio contido no efluente escoado pode oferecer está na

contaminação dos corpos d'água, tornando as águas salobras ou salinizadas, considerando a ocorrência freqüente de grandes perdas deste nutriente, como se observa na Figura 7.

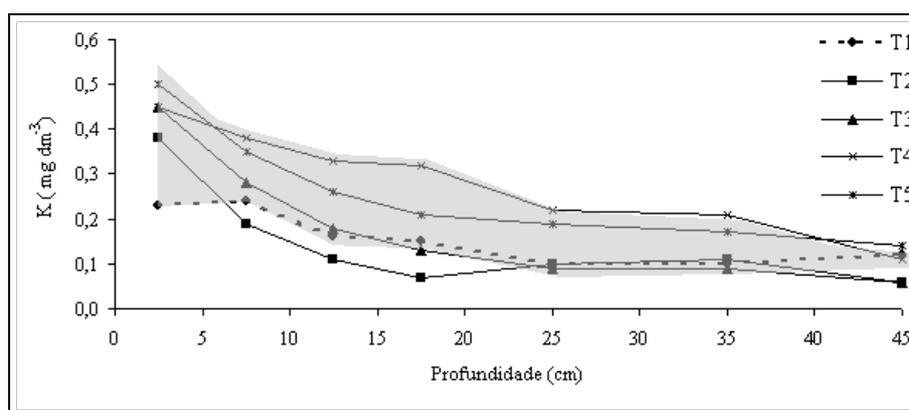
BERTOL et al. (2004) ressaltaram que apesar do potássio apresentar mobilidade no perfil, o preparo conservacionista do solo tem contribuído para aumentar a sua concentração em superfície, desse modo, aumentando seu transporte pela água de enxurrada, especialmente quando adsorvidos aos sedimentos. Os autores citaram, ainda, que, além do sistema de preparo do solo influenciar nas concentrações superficiais desse nutriente, é preciso considerar a natureza da origem de formação do solo, pois solos de origem basáltica com adubações minerais freqüentes de NPK, tendem a apresentar maior concentração em potássio, aliado a sua gênese de formação e assim estar mais susceptível à perda do elemento na água de escoamento superficial.

GIACOMINI et al. (2003) também confirmou que o sistema de manejo do solo influencia diretamente a concentração superficial do potássio no solo. BERTOL (2005), comparando a intensidade de chuvas e a correlação com as perdas de potássio na água de enxurrada, em solos nos quais foram aplicados dejetos suínos, constatou que, para um mesmo solo e seu sistema de preparo conservacionista e mesma concentração de potássio, quanto maior a intensidade da precipitação e a desagregação de partículas superficiais do solo, maior a perda de potássio na água de escoamento. Assim, com base nos dados presentes, conforme se aumenta a dosagem da água residuária da suinocultura aplicada, diretamente proporcional à dosagem será o risco ambiental, caso a precipitação seja de grande intensidade.



**Figura 7 -** Quantidade de K (potássio) carregado pelo escoamento superficial em função da quantidade de nutrientes aplicada.

A característica de maior mobilidade do potássio no perfil, quando comparado ao fósforo e ao nitrogênio, é observada na Figura 8. Nota-se também que a área hachurada do gráfico é percebida em todas as camadas avaliadas.



**Figura 8 -** Concentração de potássio ao longo do perfil do solo.

Na Figura 8, percebe-se ainda que os altos níveis de potássio, nas camadas mais superficiais do solo, ocorrem em função da dosagem empregada no tratamento, pois o potássio, assim como o fósforo, também apresenta fixação, em menor quantidade, mas principalmente pela adsorção no complexo de troca do solo. No entanto, devido ao fato de ser um elemento móvel no perfil e segundo CERETTA et al. (2003), a quase totalidade do potássio contido no dejetos suíno apresenta-se na forma solúvel, o que se comprova pelo gráfico, sua concentração nas camadas mais profundas do solo amostrado por meio da precipitação e lixiviação.

O potássio em altas concentrações no solo pode vir a ocasionar a sua salinização, limitando a produtividade das grandes culturas econômicas e culminando com a inviabilização das práticas agrícolas. Tal fato é tanto possível como real, principalmente quando se analisa a concentração inicial do

nutriente na testemunha ao longo de todo o perfil, a qual não recebeu a aplicação do efluente.

## 5 CONCLUSÕES

A partir das características do solo, clima e dos resultados obtidos pela pesquisa é possível concluir que:

1. O comportamento da quantidade de fósforo, nitrogênio e potássio, carregados pelo escoamento superficial, frente aos tratamentos avaliados, foi tipicamente exponencial.
2. Os tratamentos demonstraram que o fósforo possui um potencial poluidor, devido ao escoamento superficial cerca de três vezes maior que o nitrogênio total e sete vezes maior que o potássio.
3. Os tratamentos demonstraram que a mobilidade no perfil do solo é maior para o potássio, seguido do nitrogênio e do fósforo.

## REFERÊNCIAS

ANAMI, M. H. **Lixiviação de nitrato e fósforo em colunas de solo oriundos da aplicação da águas residuárias agroindustriais.** Cascavel - PR, 2003. 85 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Universidade Estadual do Oeste do Paraná.

ANGLE, J. S.; GROSS, C. M.; HILL, R. L.; MCINTOSH, M. S. Soil nitrate concentrations under corn as affected by tillage, manure, and fertilizer applications. **J. Environ. Qual.**, Madison, v. 22, n. 1, p. 141-147, 1993.

BAKER, J. L.; JOHNSON, P. H. Nitrate-nitrogen in tile drainage as affected by fertilization. **J. Environ. Qual.**, Madison, v. 10, n. 4, p. 519-522, 1981.

BASSO, J. C. **Perdas de nitrogênio e fósforo com aplicação no solo de dejetos líquidos de suínos.** Santa Maria - RS, 2003. 125 f. (Doutorado em Agronomia) - Universidade Federal de Santa Maria.

BAUMGARTNER, D. **Alface (*Lactuca sativa* L.) irrigada com águas residuárias provenientes de atividades agroindustriais.** Cascavel - PR, 2003. 125 f. Dissertação (Mestrado Engenharia Agrícola) Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Universidade Estadual do Oeste do Paraná.

BEAUCHEMIN, S. et al. Phosphorus sorption-desorption Kinetics of soil under contrasting land uses. **J Environ Qual.**, Madison, v. 25, n. 1, p. 1325-1325, 1996.

BEAUCHEMIN, S.; SIMARD, R. R.; CLUIS, D. Phosphorus sorption-desorption kinetics of soil under contrasting land uses. **J. Environ. Qual.**, Madison, v. 25, n. 6, p. 1317-1325, 1996.

BEEKMAN, G. B. Qualidade e conservação da água. In: ENCONTRO NACIONAL DE ASSISTÊNCIA TÉCNICA E EXTENSÃO RURAL, 1996, Brasília: **Anais...** Brasília: Associação Brasileira das Entidades de Assistência Técnica e Extensão Rural, 1996. p. **xxx-xxx**.

BENATTI, C. T. **Tratamento de Lodo Gerado em Estação de Tratamento de Esgoto**. Maringá, 2000. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Departamento de Engenharia Química, Universidade Estadual de Maringá.

BERNARDES, R. S. Estabilização de poluentes por disposição no solo. **DAE**, São Paulo, v. 46, n. 145, p. 129-150, jun. 1986.

BERTOL, I.; GUADAGNIN, J. C.; CASSOL, P. C.; AMARAL, A. J.; BARBOSA, F. T. Perdas de fósforo e potássio por erosão hídrica em um inceptisol sob chuva natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28: p. 485-494, 2004.

BERTOL, J. O. **Contaminação da água de escoamento superficial e da água percolada pelo efeito de adubação mineral e adubação orgânica em sistema de semeadura direta**. Curitiba, 2005. 209 f. (Doutorado em Engenharia Florestal) Universidade Federal do Paraná.

BHATNAGAR, V. K.; MILLER, M. H.; KETCHESON, J. W. Reaction of fertilizer and liquid manure phosphorus with soil aggregates and sediment phosphorus enrichment. **J. Environ. Qual.**, v. 14, p. 246-251, 1985.

BREGA FILHO, D.; MANCUSO, P. C. S. Conceito de reuso de água. In: MANCUSO, P. C. Sanches; SANTOS, H. Felício. (Eds.). **Reuso de água; Cap. 2**. São Paulo: Universidade de São Paulo, Faculdade de Saúde Pública; Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES, 2002. p. **xxx-xxx**.

CERETTA, C. A.; DURIGON, R.; BASSO, C. J.; BARCELLOS, L. A. R.; VIEIRA, F. C. B. Características químicas de solo sob aplicação de esterco líquido de suínos em pastagem natural. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 38,n.6, p. 729-735, 2003.

CHANG, C.; ENTZ, T. Nitrate leaching losses under repeated cattle freedlot manure applications in Southern Alberta. **J. Environ Qual.**, Madison, v. 25, n. 1, p. 145-153, 1996.

COELHO, F. Fertilidade do solo. 2. ed. Campinas: Instituto Campineiro de Ensino Agrícola, 1973. p. 16-43.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB. **Relatório de qualidade ambiental no Estado de São Paulo**. São Paulo: CETESB, 1994, 50 p. (Série Relatórios).

CORRELL, D. L. The role of phosphorus in the eutrofication of receiving waters. **J. Environ Qual.**, Madison, v. 27, p. 261-266, 1998.

DALIPARTHY, J.; HERBERT, S. J.; VENEMAN, P. L. M. Dairy manure applications to alfafa: crop response, soil nitrate, and nitrate in soil water. **American Society of Agronomy**, Madison, v. 86, n. 4, p. 927-933, 1994.

DARTORA, V.; PERDOMO, C. C.; TUMELERO, I. L. Manejo de dejetos de suínos. **Boletim Informativo BIPERS, Embrapa Suínos e Aves**, Concórdia - SC, v. 7, n. 11, mar. 1998.

DELETIC, A. Sediment behavior in grass filter strips. **Water Science Technology**, London, v. 39, n. 9, p.129-136, 1999.

DIESEL, R; MIRANDA, C. R; PERDOMO, C. C. Coletânea de tecnologia sobre dejetos suínos. **Boletim Informativo BIPERS**. Embrapa Suínos e Aves, Concórdia - SC, v. 10, n. 44, ago. 2002.

EDWARDS, D. R.; DANIEL, T. C. Abstractions and runoff from fescue plots receiving poultry litter and swine manure. **American Society of Agricultural Engineers**, Michigan, v. 36, n. 2, p. 405-411, 1993a.

EDWARDS, R. D.; DANIEL, T. C. Runoff quality impacts of swine manure applied to fescue plots. **American Society of Agricultural Engineers**, Michigan, v. 36, n. 1, p. 81-86, 1993b.

EGHBALL, B.; BINFORD, D. G.; BALTENSBERGER, D. Phosphorus movement and adsorption in a soil receiving long-term manure and fertilizer application. **J. Environ. Qual.**, Madison, v. 25, n. 6, p. 1339-1343, 1996.

EGHBALL, B.; GILLEY, E. Phosphorus and nitrogen in runoff following beef cattle manure or compost application. **J. Environ. Qual.**, v. 28, p. 1201-1210, 1999.

EGHBALL, B.; SANDER, D. H.; SKOPP, J. Diffusion, adsorption and predicted longevity of banded phosphorus fertilizer in three soils. **Soil Science Soc. Am. J.**, Madison, v. 54, n. 4, p. 1161-1165, 1990.

FERREIRA, A. C.; ANDREOLI C. V.; JÜRGENSEN, D. **Uso e manejo do lodo de esgoto na agricultura**. Rio de Janeiro: PROSAB – ABE, 1999. 587 p.

GAYNOR, J. D.; MacTAVISH, D. C.; FINDLAY, W. I. Surface and subsurface transport of atrazine and alachlor from a Brookston clay loam under continuous corn production. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, New York, v. 23, p. 240-245, 1992.

GIACOMINI, S. J.; AITA, C. HÜBNER, A. P; LUNKES, A.; GUIDINI, E.; AMARAL, E. B. Liberação de fósforo e potássio durante a decomposição de resíduos culturais em plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 38,n.9, p. 1097-1104, 2003.

GINTING, D. et al. Interaction between manure and tillage system on phosphorus uptake and runoff losses. **J. Environ. Qual**, Madison, v. 27 p. 1403-1410, 1998.

GOMES, E. **Movimento de nitrato proveniente de água residuária de frigorífico em colunas de solos**. Cascavel, 2002. 62 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Universidade Estadual do Oeste do Paraná.

HATFIELD, J. Nutrient management & waste handling. In: **World Pork Symposium**. Iowa, 1998, p. 41-48.

HEATHWAITE, L.; SHARPLEY, A.; GBUREK, W. A conceptual approach for integrating phosphorus and nitrogen management at watershed scales. **J. Environ. Qual.**, Madison, v. 29, n. 1, p. 158-166, 2000.

HESS, A. A. **Ecologia e produção agrícola**. Concórdia: Nobel, 1980.

INGRID, T. K.; KJELLERUP, V.; BENDT, J. Crop uptake leaching of <sup>15</sup>N applied in ruminant slurry with selectively labelled faeces and urine fraction. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 197, n. 2, p. 233-239, 1997.

JEMISON, J. M.; FOX, R. H. Nitrate leaching from nitrogen-fertilized and manured corn measured with zero-tension pan lysimeters. **J. Environ. Qual.**, Madison, v. 23, n. 2, p. 337-343, 1994.

JUNCHEN, C. R. **Reuso de efluentes tratados, das agroindústrias de leite e carne, sobre a produção da cultura de alface (*Lactuca sativa L.*) fertirrigada**. Cascavel - PR, 2001. 115 f. Dissertação (Mestrado Engenharia Agrícola) – Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Universidade Estadual do Oeste do Paraná.

KAO, C. W.; BLANCHAR, R. W. Distribution and chemistry of phosphorus in Albaqualf soil after 82 years of phosphate fertilization. **J. Environ. Qual.**, Madison, v. 2, n. 1, p. 237-240, 1973.

KING, L. D.; BURNS, C. J.; WESTERMAN, P. W. Long-term swine lagoon effluent applications on "Coastal" Bermudagrass: II. Effects on nutrient accumulations in soil. **J. Environ. Qual.**, Madison, v. 19, n. 4, p. 756-760, 1990.

KIRCHMANN, H. Animal and municipal organic wastes and water quality. In: LAL, R.; STEWART, A. B. **Soil Processes and Water Quality**. Madison, 1994, p. 163-232.

LAL, R. Conservation tillage for sustainable agriculture: tropics versus temperate environments. **Advance in Agronomy**, New York, v. 42, p. 85-197, 1989.

LUCAS JUNIOR, J.; SANTOS, T. M. B. Aproveitamento de resíduos da indústria avícola para produção de biogás. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE RESÍDUOS DA PRODUÇÃO AVÍCOLA: Alternativas de Aproveitamento e Qualidade Ambiental, 2000. Concórdia. **Anais...** Concórdia: CNPSA-EMBRAPA, 2000. p. 27-43.

MALAVOLTA, E. **Manual de química agrícola**. São Paulo; Agronômica Ceres, 1976. p. 203-371.

MATHERS, B. A.; STEWART, A. B.; THOMAS, D. J. Manure effects on water intake and runoff quality from irrigated grain sorghum plots. **Soil Science Soc. Am. J.**, Madison, v. 41, n. 3, p. 782-785, 1973.

MATOS, A. T.; SEDIYAMA, M. A. N.; FREITAS, S. P. Características químicas e microbiológicas do solo influenciadas pela aplicação de dejetos líquidos de suíno. **Revista Ceres**, Viçosa, Mg, v. 44, n. 254, p. 399-410, 1997.

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

McLEOD, R. V.; HEGG, O. R. Pasture runoff quality from application of inorganic and organic nitrogen sources. **J. Environ. Qual**, Madison, v. 13, n. 1, p. 122-126, 1984.

MOZAFFARI, M.; SIMS, T. S. Phosphorus availability and sorption in an Atlantic Coastal plain watershed dominated by animal based agriculture. **Soil Science Soc. Am. Journal**, Baltimore, v. 157, n. 2, p. 97-107, 1994.

MUELLER, D. H.; WENDT, C. R.; DANIEL, C. T. Phosphorus losses as affected by tillage and manure applications. **Soil Science Soc. Am. J.**, Madison, v. 48, n. 4, p. 901-905, 1984.

N'DAYEGAMIYE; CÔTÉ D. Effect of long term pig slurry and solid cattle manure application on soil chemical and biological properties. **Canadian Journal of Soil Science**. Ottawa, v. 69, p. 39-47, 1989.

NICHOLS, D. J.; DANIEL, T. D.; EDWARDS, D. R. Nutrient runoff from pasture after incorporation of poultry litter or inorganic fertilizer. **Soil Science Soc. Am. J.**, Madison, v. 58, n. 4, p. 1224-1228, 1994.

PERDOMO, C. C.; LIMA, G. J. M. M.; NONES, K. Produção de Suínos e Meio Ambiente. In: 9º SEMINÁRIO NACIONAL DE DESENVOLVIMENTO EM SUINOCULTURA, p.4-24, 2001, Gramado - RS. **Anais...Embrapa**, 2001.

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

REDDY, K. R. et al. Phosphorus absorption-desorption characteristics of two soils utilized for disposal of manure. **J. Environ. Qual**, Madison, v. 9, n. 1, p. 86-92, 1980.

RODRIGUES, M. B. **Efeito de fertirrigações com águas residuárias de laticínio e frigorífico em um latossolo roxo eutrófico**. Cascavel - PR, 2001. 94 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Universidade Estadual do Oeste do Paraná.

ROTH, L. W.; FOX, R. H. Soil nitrate accumulations following nitrogen-fertilized corn in Pennsylvania. **J. Environ. Qual**, Madison, v. 19, n. 2, p. 243-248, 1990.

SAMPAIO, S. C. **Perda de carga em tubulações comerciais conduzindo águas residuárias da bovinocultura e suinocultura**. Viçosa, 1999.180 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa.

SARAIVA, F. Z. **Uso de efluente de fecularia na irrigação do milho (zea mays)**. Cascavel – PR, 2004. 70 f. Dissertação (Mestrado Engenharia Agrícola) - Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Universidade Estadual do Oeste do Paraná.

SCHERER, E. E.; BALDISSERA, I. T.; DIAS, L. F. X. Potencial fertilizante do esterco líquido de suínos da região Oeste Catarinense. **Agropecuária Catarinense**, Florianópolis, v. 8, n. 1, p. 35-39, 1995.

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

SERAFIM, R. S.; LUCAS JUNIOR, J. Fósforo e nitrogênio nos dejetos de suínos produzidos sob diferentes sistemas de higienização das baias. In: 11º CONGRESSO BRASILEIRO DE VETERINÁRIOS ESPECIALIZADOS EM SUÍNOS, 2003, Universidade Federal de Goiânia. **Anais**. 2003, p. 449-450.

SEXTON, B. T.; MONCRIEF, J. F.; ROSEN, C. J.; GUPTA, S. C.; CHENG, H. H. Optimizing nitrogen and irrigation inputs for corn based on nitrate leaching and yield on a coarse-textured soil. **J. Environ. Qual.**, Madison, v. 25, n. 5, p. 982-992, 1996.

SHARPLEY, A. N.; HALVORSON, D. A. The management of soil phosphorus availability and its impact on surface water quality. **Soil Processes and Water Quality**. Madison, p.7-89, 1994.

SHARPLEY, A.; et al. Determining environmentally sound soil phosphorus levels. **J. Soil Water Conserv.**, Ankeny, v. 51, n. 1, p. 160-166, 1996.

SHELEF, G. Wastewater reclamation and water resources management in Israel. **Water science and technology**, New York, v. 24, n. 9, p. 251-265, 1991.

SILVA, F. F. Impacto da aplicação de efluente maturado de fecularia de mandioca em solo e na cultura do sorgo. **Acta Scientiarum Agronomy**, Maringá, v. 26, n. 4, p. 421-427, 2004.

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

STEENHUIS, S.F.; et. Al. Winter-spread manure nitrogen losses. **American Society of Agricultural Engineers**. Michigan, v. 24, n. 3, p. 436-449, 1981.

SUMMERS, R.; BOUSFIELD, S. A Detailed study of piggery-waste anaerobic digestion. **Journal Agricultural Wastes**. Virginia-EEUU, v. 2, p. 61-78, 1980.

SUTTON, A. L.; et al. Effects of injection and surface applications of liquid swine manure on corn yield and soil composition. **J. Environ. Qual.**, Madison, v. 11, n. 2, p. 468-472, 1982.

TUNDISI, J. G. Biomanipulação para o gerenciamento de lagos e represas. In: **Diretrizes para o gerenciamento de lagos**. 2 ed. São Carlos: ILEC, 2001. v. 7., p. 33-51.

TURNER, C.; BURTON, C. H. The inactivation of viruses in pig slurries: a review. **Biosource Technology**. Essex - Inglaterra, GB, n. 61, p. 9-20, 1997.

VALPASVUO-JAATINEN, P.; REKOLAINEN S.; LATOSTENMAA, H. Finnish agriculture and its sustainability. **Environmental Impacts Ambio**, Oxford, v. 26, n. 3, p. 448-455, 1997.

WESTERMAN, P. W.; DONNELLY, L. T.; OVERCASH, R.R. Erosion of soil and poultry manure - a laboratory study. **Transactions for the ASAE**, Michigan, v. 26, n. 5, p. 1070-1078, 1983.

WILDUNG, R. E.; SCHMIDT, L. R.; GAHLER, R. A. The phosphorus status of eutrophic lake sediment as related to changes in limnological condition-total, inorganic, and organic phosphorus. **J. Environ. Qual.**, Madison, v. 3, n. 1, p. 133-138, 1974.

WITHERS, P. J. A.; STEPHEN D. CLAY, S. D.; BREEZE, V. G. Phosphorus transferin runoff following application of fertilizer, manure, and sewage sludge. **J. Environ. Qual**, v. 30, p. 180-188, 2001.

YLI-HALLA, M. et al. Assessment of soluble phosphorus load in surface runoff by soil analyses. **Agric. Ecosyst. Environ**, Amsterdam, v. 56, n. 1, p. 53-62, 1995.

YOUNG, R. A.; MUTCHLER, K. C. Pollution potential of manure spread on frozen ground. **J. Environ. Qual**, Madison, v. 5, n. 1, p. 174-181, 1976.