

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

ANA LÚCIA DE ALMEIDA

**PERDAS DE SEDIMENTOS E NUTRIENTES POR ESCOAMENTO
SUPERFICIAL EM DUAS DECLIVIDADES E VARIEDADES DE SOJA**

**CASCADEL – Paraná - Brasil
Junho de 2008**

ANA LÚCIA DE ALMEIDA

**PERDAS DE SEDIMENTOS E NUTRIENTES POR ESCOAMENTO
SUPERFICIAL EM DUAS DECLIVIDADES E VARIEDADES DE SOJA**

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 Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Manoel Móises
Ferreira de Queiroz

CASCADEL - Paraná - Brasil
Junho de 2008

Ficha catalográfica
Bibliotecária Jeanine da Silva Barros - CRB-9/1362

A447p Almeida, Ana Lúcia de
Perdas de sedimentos e nutrientes por escoamento superficial em duas declividades e variedade de soja. / Ana Lúcia de Almeida. —Cascavel, PR: UNIOESTE, 2008.
83 f. ; 30 cm

Orientador: Prof. Dr. Manoel Moisés Ferreira de Queiroz
Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação Stricto Sensu da Universidade Estadual do Oeste do Paraná – UNIOESTE, Mestrado em Engenharia Agrícola, área de concentração em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.
Bibliografia.

1. Bacia hidrográfica rural. 2. Plantio direto. 3. Chuva natural. I. Queiroz, Manoel Moisés Ferreira de. II. Universidade Estadual do Oeste do Paraná. III. Título.

CDD 21ed. 631.58
CIP – NBR 12899

ANA LÚCIA ALMEIDA

**PERDAS DE SEDIMENTOS E NUTRIENTES POR ESCOAMENTO
SUPERFICIAL EM DUAS DECLIVIDADES E VARIEDADES DE SOJA**

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 Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, **aprovada** pela seguinte banca examinadora:

Orientador: Prof. Dr. Manoel Moisés Ferreira de Queiroz
Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, UNIOESTE

Prof. Dr. Luciano Farinha Watzlawick
Departamento de Agronomia, UNICENTRO

Prof. Dra. Simone Damasceno Gomes
Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, UNIOESTE

Cascavel, 23 de junho de 2008.

AGRADECIMENTOS

A Deus, pois toda sabedoria vem do Senhor e está com Ele para sempre! (Eclesiástico 1:1);

Ao mestre e amigo, professor Dr. Manoel Móises Ferreira de Queiroz, pela amizade, alegrias e orientações prestadas durante todo o percurso;

Às amizades conquistadas durante o curso que, de maneira direta e indireta, contribuíram para meu aperfeiçoamento e realização deste trabalho, com carinho às queridas: Caroline, Maria Cristina, Cris e Larissa e aos queridos: Rodrigo, Iedo e Mauro;

Aos queridos Mestres que contribuíram no decorrer dos créditos, vindo a somar conhecimento;

Aos meus queridos filhos, Juca e Guto, pela paciência e compreensão durante os dias em que estive ausente;

Ao meu namorado, André, pela amizade, força e todo carinho demonstrado;

Aos meus irmãos, Pedro, Elisângela e minha mãe Elizabeth, pelo apoio;

Ao meu amigo, Nelson, pelo apoio e cuidado com os meninos durante todo período de mestrado;

À COAGRU, pelo apoio logístico e;

Ao CNPQ, pelo apoio financeiro.

SUMÁRIO

1 RESUMO.....	9
ABSTRACT.....	10
1 INTRODUÇÃO.....	11
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	14
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	24
3.1 Instalação do experimento.....	25
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	29
4.1 Ocorrência de precipitações e escoamento superficial durante o experimento	29
4.2 Perdas de nitrogênio total.....	32
4.3 Perdas de fósforo.....	36
4.4 Perdas de sedimentos.....	39
5 CONCLUSÕES.....	48
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	49
ANEXOS.....	57
Anexo 1 - Volumes escoados em cada tratamento e repetição ao longo do ciclo da cultura.	58
Anexo 2 - Resultados obtidos das análises laboratoriais (N, P, ST, SV e SF representados em g/ha).	60
Anexo 3 – Análises Estatísticas	62

LISTAS DE TABELAS

Tabela 01	Características do Solo Utilizado.....	24
Tabela 02	Ocorrências e volumes precipitados.....	30

LISTAS DE FIGURAS

Figura 01	Localização da Bacia Hidrográfica da Água Portuguesa.....	25
Figura 02	Esquema do funcionamento da calha coletora (a) e croqui do experimento conforme declividade do terreno (b).....	27
Figura 03	Parcela experimental.....	27
Figura 04	Lavoura de soja.....	28
Figura 05	Ocorrências de precipitações no ciclo da cultura.....	31
Figura 06	Concentração de nitrogênio total no escoamento superficial em área com cobertura de soja convencional e soja transgênica em duas declividades.....	32
Figura 07	Concentração de nitrogênio total no escoamento superficial em área com cobertura de soja convencional (a) e soja transgênica (b) em duas declividades.....	33
Figura 08	Concentração de nitrogênio total no escoamento superficial em área com declividade maior que 10% (a) e declividade menor que 10% (b), com duas coberturas.....	34
Figura 09	Concentração de nitrogênio total no escoamento superficial em área com duas declividades (<10% e >10%) e cobertura vegetal (C: convencional e T: transgênica).....	36
Figura 10	Concentração de fósforo no escoamento superficial em área com cobertura de soja convencional (a) e soja transgênica. (b) em duas declividades.....	38
Figura 11	Concentração de fósforo no escoamento superficial em área com declividade maior que 10% (a) e declividade menor que 10% (b), com duas coberturas.....	39
Figura 12	Concentração de fósforo no escoamento superficial em área com duas declividades (<10% e >10%) e cobertura vegetal (C: convencional e T: transgênica).....	40
Figura 13	Concentração de ST no escoamento superficial em área com cobertura de soja convencional (a) e soja transgênica (b) em duas declividades.....	41
Figura 14	Concentração de ST no escoamento superficial em área com declividade maior que 10% (a) e declividade menor que 10% (b), com duas coberturas.....	42
Figura 15	Concentração de ST no escoamento superficial em área com duas declividades (<10% e >10%) e cobertura vegetal (C:convencional e T: transgênica).....	43
Figura 16	Concentração de SV no escoamento superficial em área com cobertura de soja convencional (a) e soja transgênica (b) em duas declividades.....	44
Figura 17	Concentração de SV no escoamento superficial em área com declividade maior que 10% (a) e declividade menor que 10% (b), com duas coberturas.....	45
Figura 18	Concentração de SV no escoamento superficial em área com duas declividades (<10% e >10%) e cobertura vegetal (C: convencional e T: transgênica).....	46
Figura 19	Concentração de SF no escoamento superficial em	

	área com cobertura de soja convencional (a) e soja transgênica (b) em duas declividades.....	47
Figura 20	Concentração de SF no escoamento superficial em área com declividade maior que 10% (a) e declividade menor que 10% (b), com duas coberturas.....	48
Figura 21	Concentração de SF no escoamento superficial em área com duas declividades (<10% e >10%) e cobertura vegetal (C: convencional e T: transgênica).....	49

RESUMO

Em áreas com uso intensamente agrícola, a preocupação está em torno de vários aspectos, como: estrutura física do solo, sistema de manejo, planejamento na aplicação de agrotóxicos, dentre outros. Essas práticas estão associadas a problemas ambientais que atingem indiretamente a qualidade de vida como o escoamento superficial e o que é carregado através dele. Neste trabalho, estudou-se a perda de sedimentos, fósforo e nitrogênio total por escoamento superficial durante o ciclo da cultura da soja, 2007/2008, em uma área de plantio direto no município de Ubitatã, Paraná. O experimento consistiu em dezesseis parcelas condicionadas em quatro tratamentos, com quatro repetições, duas declividades e cobertura vegetal. Os tratamentos foram representados por T1 (soja convencional/Declividade < 10%), T2 (soja transgênica/Declividade < 10%), T3 (soja convencional/Declividade > 10%) e T4 (soja transgênica/Declividade >10%). Durante a instalação, respeitou-se o sentido da declividade. E, durante o ciclo da cultura, ocorreram oito precipitações. Porém, o escoamento superficial ocorreu somente nas quatro primeiras precipitações. Os resultados obtidos demonstraram que as concentrações foram bem variáveis devido à variabilidade dos volumes escoados. O comportamento do parâmetro nitrogênio total obteve boa correlação com o volume escoado. O parâmetro fósforo obteve concentrações variáveis apesar do volume escoado. As concentrações de sólidos voláteis foram superiores as concentrações de sólidos fixos. Estatisticamente, não foi constatado efeito da cobertura nos resultados obtidos, bem como o efeito da declividade.

Palavras-chave: bacia hidrográfica rural, plantio direto, chuva natural

ABSTRACT

LOSS OF SEDIMENTS AND NUTRIENTS THROUGH RUNOFF IN TWO STEEPNESS AND SOYBEAN VARIETY

There is a great concern in areas with intensive agricultural use, such as: physical structure of soil, management system, pesticides application schedule and others. Those practices are associated with environmental problems that indirectly affect the life quality as runoff and other nutrients that are carried through it. This trial studied the loss of sediments, phosphorus and total nitrogen through runoff during the cycle of soybean crop, 2007/2008, in a tillage area from Ubiratã, Paraná. The experimental design had sixteen plots with four treatments and four replications, two steepness and a green cover. The treatments were represented by T1 (soybean conventional steepness < 10 %); T2 (transgenic soybean steepness < 10 %); T3 (soybean conventional /slope/steepness > 10 %) and T4 (transgenic soybean steepness > 10 %). During the trial installation, the authors respected the steepness direction. There were eight occurrences of rainfall during the crop cycle. But, the runoff occurred only during the four first ones. The results showed that concentrations varied a lot because of the variability of drained volumes. The behavior of total nitrogen as a parameter got a good correlation with the drained volume. The parameter phosphorus obtained several concentrations despite the drained volume. Volatile solids concentrations were higher than the fixed solids ones. There was no significant effect ($p \leq 0.05$) of green cover concerning the obtained results, as well as steepness.

Keywords: rural basin, tillage, natural rain.

1 INTRODUÇÃO

A ação antrópica, seja na área urbana ou rural, interfere e modifica o espaço geográfico, tais mudanças, em muitas situações, acumulam desafios a serem solucionados para a melhoria da qualidade de vida. Diante dessas interferências, de problemas ambientais como o desmatamento, uso e manejo do solo, inadequados, e a poluição fazem parte do cotidiano.

É notória a preocupação da comunidade científica, relativa ao papel da agricultura como fonte de poluição da água, haja vista promover a busca de informações sobre o impacto de práticas agrícolas na qualidade da água.

Em áreas com intenso uso agrícola, a preocupação está em torno de vários aspectos, como: estrutura física do solo, sistema de manejo, planejamento na aplicação de agrotóxicos, escoamento superficial e o que pode ser carregado por ele até os corpos d'água. As práticas podem também afetar indiretamente a qualidade de vida do ser humano, pois podem ser fontes potenciais de poluição difusa, já que a agricultura requer grande quantidade de insumos como: fertilizantes, agrotóxicos e reguladores de crescimento. Um percentual desses agroquímicos aplicados nas culturas é perdido, seja na aplicação, seja por infiltração, na volatilização e também por escoamento superficial.

Sistemas conservacionistas têm sido empregados para que ocorram menores perdas de solo e nutrientes, destacando-se entre eles o plantio direto. O plantio direto é um sistema conservacionista, no qual não ocorre o revolvimento do solo. O manejo da lavoura acontece continuamente através do plantio de culturas anuais. Dentre essas culturas, as mais empregadas são as culturas do milho e da soja. Se não há o revolvimento do solo, espera-se que as perdas de solo e nutrientes sejam menores, bem como decrescentes no decorrer do desenvolvimento da cultura. Essas perdas podem gerar problemas ambientais como o assoreamento de rios e a eutrofização dos corpos d'água, os quais podem ser considerados um obstáculo ao aumento sustentável da produtividade e da qualidade de vida.

A erosão hídrica do solo manifesta-se com intensidade variável, dependendo da importância relativa do clima, solo, topografia, vegetação, uso

do solo e práticas conservacionistas de suporte, as quais são induzidas pelas atividades humanas, dentre elas o escoamento superficial (WICHMEIER & SMITH, 1978).

O escoamento superficial acontece devido a fatores como tipo de vegetação, tipo de solo, condições topográficas, ocupação e uso do solo, que determinam a relação entre vazão e precipitação. Com a continuidade da precipitação, a capacidade de retenção da vegetação é esgotada e a água cai sobre o solo. Se a precipitação persistir, a capacidade de infiltração do solo pode ser excedida e a água começa a se acumular em depressões rasas, que em seguida se une àquela existente e formam um filme de água sobre o solo. A partir de então, a água se move e escoam superficialmente na direção de um curso d'água, carreando sedimentos e nutrientes.

A erosão hídrica do solo ocasiona perda de nutrientes (SCHICK et al., 2000; FAVARETTO, 2002; BERTOL et al., 2003; GUADAGNIN, 2003), além de contaminar os mananciais (FAVARETTO, 2002) e outras áreas fora do local de origem da erosão (SCHICK et al., 2000), bem como diminui a produtividade agrícola pelo empobrecimento do solo.

A degradação dos mananciais, proveniente do deflúvio superficial agrícola, ocorre, principalmente, devido ao aumento da atividade primária das plantas e algas em decorrência do aporte de nitrogênio e fósforo proveniente das lavouras e da produção animal em regime confinado. Além dos impactos causados aos ecossistemas aquáticos, o aumento dos níveis de nutrientes na água pode comprometer sua utilização para abastecimento doméstico, devido às alterações no sabor e odor da água ou à presença de toxinas liberadas pela floração de alguns tipos de algas. Além das implicações causadas pelos nutrientes aos recursos hídricos, é necessário considerar, também, a contribuição dos agroquímicos e dos metais pesados (MERTEN & MINELLA, 2002).

O conhecimento dos resíduos carregados pelo escoamento superficial é de extrema importância, uma vez que algumas informações permitirão conhecer e quantificar os resíduos que podem chegar aos corpos d'água. Outro fator agregado à questão ambiental é a questão econômica, no que diz respeito ao aproveitamento dos produtos colocados na lavoura, relacionando o que a cultura aproveita e o que possivelmente se perde por escoamento superficial.

Para tentar garantir uma boa produtividade, o agricultor faz aplicações de agrotóxicos, os quais podem ser carregados por escoamento superficial, assim, podem chegar resíduos aos corpos d'água, conforme a situação da cobertura do solo, da declividade do terreno, dentre outros fatores.

O Município de Ubatã fundamenta-se basicamente na atividade agrícola, sendo a principal fonte de movimentação do comércio e segmentos afins da comunidade. Ao considerar-se toda a problemática ambiental, a área de ocupação da Bacia do Manancial Água Portuguesa sofre com os impactos ambientais. O uso de agrotóxicos está relacionado direta e indiretamente à poluição dos corpos d'água pelo carregamento de nutrientes, via escoamento superficial.

O trabalho foi realizado na microbacia da Água Portuguesa em Ubatã – Noroeste do Paraná, em uma propriedade rural. Seguiu-se o calendário do proprietário, que realizou o plantio de acordo com as variedades da soja de sua preferência (convencional e transgênica). Por se tratar de uma microbacia rural de uso intensamente agrícola, o experimento teve como objetivo estudar as perdas de fósforo, nitrogênio total, sedimentos (sólidos totais, sólidos voláteis e sólidos totais fixos) e volume d'água em uma microbacia rural, em duas condições de declividade e cobertura vegetal.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A disciplina, quanto ao uso e à ocupação do solo, deve considerar a drenagem das águas, a fim de preservar ao máximo as suas características naturais. Por isso, é importante compreender, planejar, gerenciar e aproveitar de maneira adequada os recursos naturais, pois a degradação da qualidade do solo e da água como também a perda de nutrientes e matéria orgânica, ou de qualquer recurso natural são variáveis fortemente influenciadas pela maneira como são manejadas. A forma de preparar ou manejar os solos e as culturas tem, portanto, grande importância para a conservação desses recursos, para a manutenção e elevação da produtividade, para a estabilidade econômica e, conseqüentemente, para a qualidade de vida nas propriedades rurais (MOTA, 1995).

A preocupação com a conservação e a utilização dos recursos naturais para a agricultura, principalmente no que diz respeito aos solos e aos cursos d'água é crescente nos dias atuais. Esses recursos devem ter uma exploração realizada de forma adequada, visando manter a capacidade de produção e ao mesmo tempo diminuir os impactos ambientais causados pela ação antrópica. Atualmente, existem técnicas de produção e práticas conservacionistas que diminuem sensivelmente os efeitos negativos provocados pelo homem ao meio ambiente, dentre os quais se podem citar: o terraceamento para a proteção do solo, o sistema de plantio direto, o cultivo de hortaliças em estufas e o controle biológico de pragas (MACHADO & VETORAZZI, 2003).

Sabe-se que sistemas de conservação do solo como o plantio direto e o cultivo mínimo podem reduzir as perdas por erosão, em comparação ao sistema convencional. O plantio direto é uma prática que, inicialmente, foi empregada para controlar as perdas e a degradação do solo, logo sua conservação física e química envolve todas as técnicas recomendadas para aumentar a produtividade, a fim de conservar ou melhorar continuamente o ambiente, fundamentando-se na ausência de revolvimento do solo, na cobertura permanente e rotação de culturas (WALTON et al., 2000).

Atualmente, o sistema plantio direto é amplamente utilizado nos estados do Rio Grande do Sul, Paraná, Santa Catarina, na região dos cerrados

de Goiás e Mato Grosso do Sul e está em expansão em São Paulo, Minas Gerais e outros estados brasileiros. Estimativas indicam que, em 1999/2000, utilizou-se, no Brasil, o Sistema Plantio Direto (SPD) em aproximadamente 14 milhões de hectares (DERPSCH, 2000).

O sucesso do SPD depende, além dos cuidados para evitar a compactação do solo, do desenvolvimento de sistemas de culturas que propiciem renda aos agricultores e deponham sobre o solo a quantidade adequada de resíduos. Inicialmente, os sistemas conservacionistas objetivavam o controle da erosão sendo esta a resultante negativa mais perceptível da agricultura convencional.

À medida que este objetivo foi atingido, a pesquisa se direcionou para o entendimento e a quantificação dos efeitos dos sistemas conservacionistas sobre a qualidade do solo e do ambiente, aliados à obtenção de alta produtividade das culturas (MIELNICZUK et al., 2003).

Nos solos pertencentes às classes de textura argilosa do Paraná, o avanço das culturas produtoras de grãos ocorreu com o uso de sistemas intensivos de preparo do solo. A erosão, a compactação e as perdas de fertilidade e matéria orgânica são conseqüências dos sistemas de manejo empregados e influem na produtividade das culturas. Resultados positivos na redução da degradação dos solos têm sido obtidos com a adoção de sistemas de plantio direto, mantendo-se os resíduos culturais na superfície do solo (DERPSCH et al., 1986; ROTH et al., 1988).

Os Latossolos pertencem a uma classe de solo de suma importância, tendo em vista seu potencial de produção. O estabelecimento de sistemas de manejo conservacionistas que objetivam a sustentabilidade desses solos é de grande valia, visto que o SPD, quando conduzido adequadamente, pode possibilitar a recuperação e a preservação da estrutura do solo (SIDRAS et al., 1984).

Uma questão fundamental em relação à qualidade do solo é identificar indicadores que possam auxiliar na avaliação de terras em relação à degradação, fazer estimativas de necessidades de pesquisa e de financiamentos e julgar práticas utilizadas de manejo, a fim de monitorarem-se as mudanças na sustentabilidade e na qualidade ambiental (GRANATSTEIN & BEZDICEK, 1992; PARR et al., 1992; DORAN & PARKIN, 1994).

A cobertura por resíduos culturais, além de diminuir a amplitude térmica e conservar melhor a umidade no solo, é fator determinante na redução da erosão hídrica, pois dissipa a energia cinética das gotas da chuva exatamente à superfície do solo (DULEY, 1939).

Os resíduos culturais servem ainda como barreira física para o livre escoamento superficial e assim diminuem a velocidade e a capacidade erosiva desses. Desta forma, a desagregação e o transporte das partículas de solo são bastante diminuídos e isso refletirá em menor escoamento superficial, concentração de sedimentos na enxurrada e perda de solo (COGO, 1981; COGO et al., 1983). Ademais, quando incorporados ao solo, os resíduos culturais melhoram sua estrutura e servem como fonte de alimento à microbiota terrestre, o que, juntamente com o desenvolvimento radicular das plantas, resulta em condições favoráveis à agregação e estabilização do solo (TISDALL & OADES, 1979; PALADINI & MIELNICZUK, 1991; SILVA, 1993).

Perdas de nutrientes e matéria orgânica, alterações na textura, estrutura e quedas nas taxas de infiltração e retenção de água são alguns dos efeitos do manejo do solo em suas características físico-químicas (BERTONI & LOMBARDI NETO, 1995).

Estudos relativos à eficácia de sistemas conservacionistas de manejo do solo no controle de perdas de nutrientes indicam que o total de nutrientes perdidos por erosão hídrica decresce quando tais sistemas são utilizados, em relação aos convencionais (SEGANFREDO et al., 1997; SCHICK, 1999; BERTOL et al., 2003; GUADAGNIN, 2003). A redução nos sistemas conservacionistas pode ser atribuída aos efeitos combinados do aumento da cobertura do solo com resíduos vegetais e conseqüente redução das perdas de solo e água, apesar de, em geral, aumentar a concentração dos nutrientes na água e no sedimento perdidos por escoamento superficial em tais sistemas (McDOWELL & McGREGOR, 1980; SCHICK, 1999).

No sistema de semeadura direta, a concentração e a distribuição de nutrientes no solo diferem em relação ao convencional, logo, observa-se um acúmulo de nutrientes na superfície, pela não-inversão da camada superior do solo (ISMAIL et al., 1994).

Os trabalhos que associam o plantio direto aos sistemas de culturas com alta adição de resíduos culturais têm mostrado efeitos benéficos ao estado

estrutural do solo, em especial na melhoria do espaço poroso do solo no sistema plantio direto (ALBUQUERQUE et al., 1995; CAMPOS et al., 1995).

A principal causa da degradação das terras agrícolas é a perda de sedimentos, a qual consiste nos processos de desprendimento e arraste das partículas do solo, causados pela ação da água e do vento pelo escoamento superficial (ZACHAR, 1985). O regime pluviométrico e as características das chuvas ocorridas em uma região determinam, em grande parte, os efeitos danosos da erosão, sendo a intensidade de precipitação uma de suas principais características (LIMA et al., 2005).

O escoamento superficial é uma das fases do ciclo hidrológico e seu estudo é de grande importância devido ao dimensionamento de obras de engenharia e manejo agrícola. Entretanto, a quantificação do mesmo é uma tarefa complexa e dependente de vários fatores, tais como: topográfico; regime, distribuição e intensidade das chuvas; tipo e cobertura do solo, dentre outros, os quais são considerados os principais. Atualmente, perante a escassez dos recursos hídricos, ora pelo crescimento de sua demanda, ora pela necessidade do desenvolvimento, surge a importância de se considerarem as influências do uso e do tipo de solo sobre a geração do escoamento superficial, seja para analisar o potencial do escoamento em um futuro próximo ou para planejar a conservação de uma microbacia (SARTORI, 2004).

Além das partículas de solo em suspensão, o escoamento superficial transporta nutrientes, matéria orgânica, sementes e defensivos agrícolas e, com isso, há o empobrecimento gradativo dos solos agrícolas, a elevação do custo de produção e os problemas ambientais, como a elevada concentração de nutrientes nos corpos d'água, que comprometem a conservação da água em termos de quantidade e qualidade (BERTONI & LOMBARDI NETO, 1999).

Um importante componente das fontes de poluição difusas em bacias hidrográficas agrícolas é o fósforo (P) no escoamento superficial. Esse poluente, quando atinge o corpo hídrico, pode acelerar o processo de eutrofização, que consiste no enriquecimento de corpos d'água por nutrientes. Para controlar o processo, é necessária uma melhoria das práticas de manejo de solo (WITHERS et al., 2000).

SOILEAU et al. (1994), no ano de 1988, constataram a concentração de fósforo em solução de, respectivamente, 7,9 mg L⁻¹, após a fertilização do

solo. Valores obtidos em estudo realizado por ÁVILA et al. (2005) constataram valores entre 0,31 – 4,17 mg L⁻¹ de P em água de 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).

O fósforo, de 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, e somente se transfere de local quando a porção de solo em que se encontra sofre movimentação (GINTING et al., 1998).

Quando a aplicação de fósforo é feita dentro da recomendação, dificilmente ocorrem 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 (CORRELL, 1998).

Apesar de ser um dos elementos mais abundantes na natureza, o nitrogênio praticamente não existe nas rochas matrizes. Por essa razão, ele procede da atmosfera (MELLO et al., 1989). As principais fontes de nitrogênio para o solo são os materiais vegetais, como os restos de culturas e adubos verdes, ou de natureza animal; sais de amônio e nitratos por meio de descargas elétricas na atmosfera e a fixação direta do nitrogênio do ar por microrganismo do solo, além de fertilizantes minerais (MUCHOVEJ & RECCHICIGL, 1994).

Os compostos de nitrogênio são nutrientes para processos biológicos. São tidos como macronutrientes, pois, depois do carbono, o nitrogênio é o elemento exigido em maior quantidade pelas células vivas. Quando descarregados nas águas naturais, acrescido do fósforo e de outros nutrientes presentes nos despejos, provocam o enriquecimento do meio tornando-o mais fértil e possibilitam o crescimento em maior extensão dos seres vivos que os utilizam, especialmente as algas, o que é chamado de eutrofização. Quando as descargas de nutrientes são muito fortes, dá-se o florescimento muito intenso de gêneros que predominam em cada situação. As grandes concentrações de

algas podem trazer prejuízos aos usos que se possam fazer dessas águas, bem como prejudicam seriamente o abastecimento público ou causam poluição por morte e decomposição (CETESB, 1992).

O Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) (mg L^{-1}) é a soma das formas de nitrogênio orgânico e amoniacal daí sua importância como parâmetro químico de qualidade das águas. O mesmo pode contribuir para a completa abundância de nutrientes na água e sua posterior eutrofização (VON SPERLING, 1996).

Embora o nitrogênio tenha uma grande mobilidade no solo, particularmente na forma de N-NO_3 , ele está também sujeito a uma maior perda por lixiviação e pode, igualmente, ser retido pela matriz do solo, sobretudo quando é altamente intempérico. As cargas (CTC e CTA) do solo podem ser preenchidas pela adsorção de diferentes formas de nitrogênio, como o N-NO_3 e o N-NH_4 (SHARPLEY et al., 1993).

O nitrogênio é o principal limitante para o desenvolvimento das plantas na maioria dos solos agrícolas do mundo. Por essa razão, as culturas apresentam uma boa resposta à fertilização nitrogenada (MUCHOVEJ e RECCHICIGL, 1994).

VAGSTAD et al., (2000), ao estudarem quatro bacias hidrográficas na Estônia e Letônia, determinaram que as perdas de N e P por escoamento superficial conduzem, ocasionalmente, às grandes variações temporais nas perdas, foram, por conseguinte, encontrados valores próximos de $18,6 \text{ mg L}^{-1}$ para N e $2,13 \text{ mg L}^{-1}$ para P.

ORTIZ (2003) encontrou em seu trabalho uma correlação positiva entre os parâmetros de P e ST. Isso pode ser explicado pelo fato de o nitrogênio ser mais móvel que o P.

As perdas de solo na água de escoamento superficial podem ocorrer de maneira variável, sendo resultantes da interação do clima, solo, topografia, cobertura e manejo do solo e práticas conservacionistas (WISCHMEIER & SMITH, 1978).

Sólidos são compostos por substâncias dissolvidas e em suspensão, de composição orgânica e ou inorgânica. Os sólidos totais (ST), são resíduos que restam na cápsula após a evaporação em banho-maria de uma porção de amostra e sua posterior secagem em estufa a $103-105 \text{ }^\circ\text{C}$, até peso constante.

Os sólidos voláteis (SV) são os materiais orgânicos e os sólidos fixos (SF) são os materiais minerais. Os níveis de concentração das diversas frações de sólidos resultam em um quadro geral da distribuição das partículas com relação ao tamanho que não é definitivo para se entender o comportamento da água em questão, mas constitui-se em uma informação preliminar importante (CETESB, 2000).

Na agricultura, por exemplo, o material carregado pela água de escoamento superficial está na camada mais superficial do solo onde existe maior ação do homem e maior fertilidade devido à utilização de corretivos (fertilizantes, adubos naturais e químicos) e os chamados defensivos agrícolas (pesticidas e inseticidas).

O transporte das partículas do solo provenientes de áreas de uso agrícola pode carregar boa parte dos corretivos, pesticidas e inseticidas aplicados na lavoura. Assim, além desses empobrecerem o solo, fazem com que, a cada ano, o produtor tenha que repor essas perdas, aumente o custo da produção, e ainda causam sérias alterações ao meio ambiente (LIMA et al., 2002).

Um fator determinante no transporte de nutrientes por escoamento superficial é a aplicação de adubos e corretivos. A contaminação da água por agrotóxicos pode decorrer de inúmeras fontes não-pontuais; logo, a agricultura é apontada como a maior contribuinte de todas as categorias de poluentes. Os agrotóxicos aplicados nas culturas podem persistir por vários anos no solo, podendo também alcançar os mananciais superficiais, pelo escoamento das águas e lavagem do solo, como comentado anteriormente (TOMITA e BEYRUTH, 2002).

O transporte de agrotóxicos por escoamento tem sido considerado um dos principais meios de contaminação de rios e lagos (GAYNOR et al., 1992). Por conter o escoamento, água e partículas de solo em suspensão, o transporte dos agrotóxicos pode ocorrer tanto dissolvido na água como adsorvido às partículas em suspensão. Em geral, alguns pesticidas são preferencialmente transportados quando adsorvidos às partículas do solo em suspensão, enquanto outros são preferencialmente transportados na água (LAL, 1989).

As perdas de água, de modo geral, têm sido variadas e bem menos influenciadas pela cobertura do solo por resíduos vegetais do que as perdas de solo (COGO, 1981; BERTOL et al., 1987; ALVES et al., 1995). Na literatura, os resultados de perda de água não têm apresentado consistência, sendo observada perda de água maior na semeadura direta (VIEIRA et al., 1978), bem como no preparo reduzido e convencional (NUNES et al., 1987), ou mesmo semelhantes entre os diferentes métodos de preparo do solo. Já que, independente do sistema de manejo, o solo apresenta um limite de infiltração de água, a partir do qual a taxa de enxurrada tende a se igualar em distintos preparos (BERTOL, 1994), dependendo de condições, tais como: regime de chuva, tipo de solo, topografia e sucessão/rotação de culturas utilizada no sistema de manejo do solo.

A concentração de nutrientes na superfície torna-se ainda mais acentuada quando os fertilizantes são aplicados sem incorporação ao solo, tornando-se um potencial de perda de nutrientes via escoamento superficial, principalmente na forma solúvel (CASSOL et al., 2002).

Tal aplicação, durante longo tempo nas lavouras, tende a elevar as concentrações de nutrientes no solo, especialmente na camada superficial e, conseqüentemente, elevar suas concentrações na enxurrada (POTE et al., 1996; BERTOL et al., 2003; LEITE, 2003). O manejo e a forma de aplicação de adubos e corretivos também afetam a concentração de nutrientes na enxurrada (CASSOL et al., 2002).

Além das partículas de solo em suspensão, o escoamento superficial transporta nutrientes, matéria orgânica, sementes e defensivos agrícolas que, tanto acarretam o empobrecimento gradativo dos solos agrícolas como geram o assoreamento e a poluição dos mananciais. Além disso, na maioria dos sistemas de manejo do solo, os adubos são aplicados por ocasião do estabelecimento das culturas, razão porque podem ocorrer maiores concentrações de nutrientes na enxurrada no início do ciclo das culturas do que no seu final (LEITE, 2003).

As concentrações de nutrientes na água da enxurrada são, em geral, semelhantes ou superiores nos preparos de solo conservacionistas do que nos convencionais em virtude do transporte de camadas de solo mais ricas em nutrientes nos preparos conservacionistas, já que a quase ausência de preparo

de solo nesses sistemas promove a concentração da maioria dos nutrientes na camada superficial do solo (BARISAS et al., 1978; SCHICK et al., 2000).

A concentração de um nutriente na enxurrada varia principalmente com sua concentração no solo, que é influenciada pelo tipo de solo, adubações, tipo de manejo empregado e pela declividade do terreno (SCHICK et al., 2000; GUADAGNIN, 2003).

SAID et al. (2004), ao estudarem a relação entre o uso e ocupação do solo e o total de nitrogênio e fósforo em pesquisas conduzidas em *Snake River* em Idaho, nos Estados Unidos, relataram que a concentração média esperada de nutrientes que são carregados pelo escoamento superficial está intimamente relacionada com o tipo de uso e ocupação do solo. Os autores citaram que, para áreas de uso agrícola, os valores expressos para o N-total são de 4,40 mg L⁻¹ e para P de 1,30 mg L⁻¹.

O grau de declividade do terreno também influencia diretamente na velocidade e no volume de água escoada superficialmente (BERTONI & LOMBARDI NETO, 1999).

LANG et al. (1984) registraram que a quantidade de sedimentos carregados de um “topossolo” foi maior para 9 % de declividade do que em 3 %.

BERTONI & LOMBARDI NETO (1999) constataram em sua pesquisa que a cobertura vegetal protege diretamente o solo, pois intercepta boa parte da água, antes que atinja o solo. Ressaltaram ainda, que a cobertura vegetal é a proteção natural do terreno, entretanto o nível de proteção proporcionada pela cobertura vegetal depende do tipo de vegetação e do estágio de desenvolvimento da planta.

ÁVILA (2005) observou em seu experimento que as concentrações de ST obtiveram uma queda significativa a partir do momento que a cultura de agrião se estabeleceu e proporcionou cobertura ao solo. Os valores encontrados em suas três parcelas monitoradas ficaram entre 72 - 7121 mg L⁻¹ de ST durante todo o experimento, realizado em uma área da bacia do córrego em Capão Comprido – DF.

É necessário que se tomem medidas para que a enxurrada se infiltre no solo ao invés de escoar superficialmente. Assim, promovem-se o controle da erosão hídrica e a retenção na matriz do solo dos nutrientes presentes na enxurrada, bem como evita-se o movimento deles para locais sensíveis, tais

como corpos de água, que contribuem ainda no suprimento de nutrientes para as plantas (SMITH et al., 1990).

3 MATERIAL E MÉTODOS

A pesquisa foi realizada em uma propriedade rural localizada na microbacia hidrográfica do Rio Portuguesa, com longitude de 53°7'50" W e 52°59'8" W, latitude 24°36'11" S e 24°31'39" S, rio afluente do rio Piquiri, localizado em Ubitatã – Noroeste do Paraná. A atividade predominante é a agricultura e as culturas empregadas são soja, trigo e milho. A prática de manejo empregada na propriedade rural é o Sistema Plantio Direto, utilizada há três anos. O solo é classificado como Latossolo Vermelho Distroférico (EMBRAPA, 1999). As características granulométricas do solo constam na Tabela 01.

Tabela 01 Características do Solo Utilizado

profundidade (cm)	Granulometria %			Textura
	argila	Areia	silte	
0-20	36,72	6,42	56,86	Franco-argilosa siltosa

Observa-se que mais de 55 % do solo é composto pela fração silte, em segundo lugar vem a argila, com aproximadamente 37 %, e por último a areia, com menos de 7 %.

A altitude média do local é de 550 m acima do nível do mar. A propriedade está localizada no terceiro planalto paranaense. O clima, segundo a classificação de Köppen, é subtropical úmido mesotérmico, com estações bem definidas, com tendência de chuvas nos meses de verão, sem estação seca definida. A temperatura média nos meses quentes é de 26 °C, e nos meses frios de 16 °C (IAPAR, 1994). A precipitação média anual oscila entre 1250 e 2000 mm.

Na Figura 01 está representada na cartografia do espaço territorial da bacia hidrográfica da Água Portuguesa, onde o experimento foi instalado.

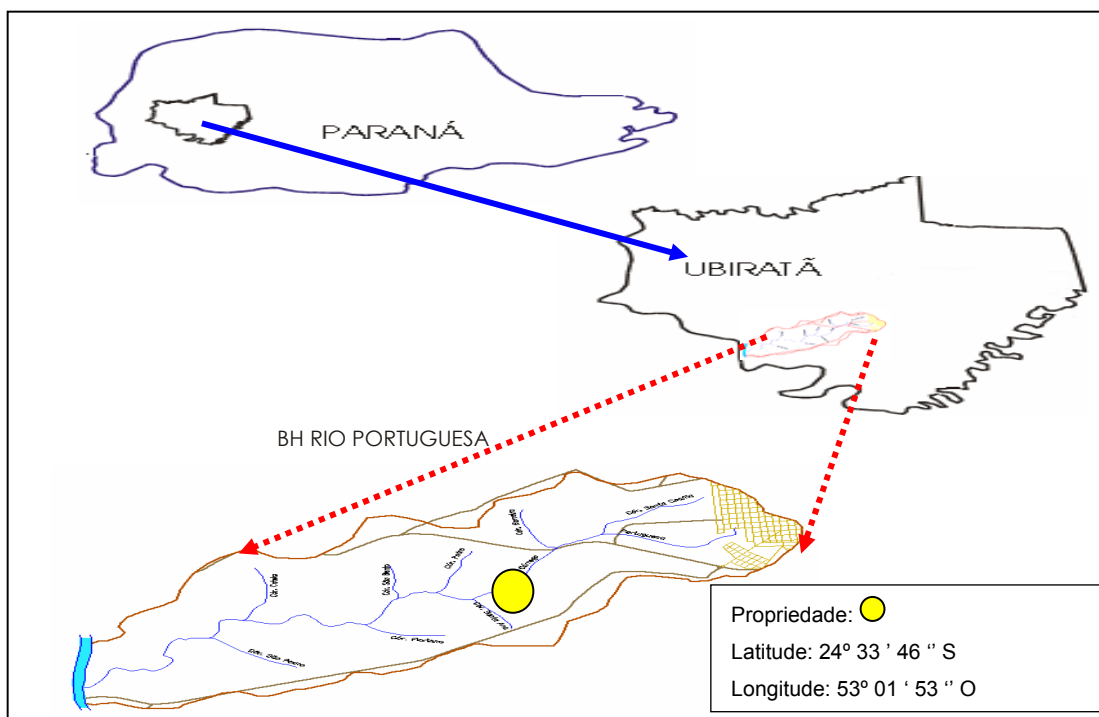


Figura 01 Localização da Bacia Hidrográfica da Água Portuguesa

A área territorial da referida bacia hidrográfica é drenada pelo rio principal Portuguesa. A atividade predominante é a agricultura, com o cultivo de culturas temporárias, como soja, trigo e milho.

3.1 Instalação do experimento

O experimento foi instalado no dia 30/10/2007, em uma propriedade rural de 58 há⁻¹. Registraram-se as ocorrências de precipitações durante todo ciclo da cultura de verão (2007/2008). Durante a realização do experimento, ocorreram oito precipitações. No entanto, o escoamento superficial foi formado nas quatro primeiras precipitações.

A área foi cultivada com soja convencional e transgênica, considerando duas declividades, < 10 % (6 %) e > 10 % (12 %). Ressalta-se o respeito à situação de cultivo empregada pelo proprietário, ou seja, o experimento foi implantado de acordo com o calendário do proprietário e não houve interferência no sistema de manejo das culturas da soja convencional e

transgênica, praticadas pelo agricultor local. Após o plantio, demarcaram-se as parcelas, instalaram-se as calhas, de acordo com as duas declividades (no sentido do terreno) e coberturas vegetais.

Para a instalação do experimento, foram demarcadas 16 parcelas de 2m^2 , utilizou-se em cada parcela para a coleta do escoamento superficial (chuva natural) uma caixa metálica de 2 m de comprimento e 1 m de largura, com um cano coletor em uma das extremidades, conectado a um recipiente de armazenamento com capacidade para 20 litros - Figura 02 (a). As dezesseis parcelas foram condicionadas no sentido da declividade em quatro tratamentos, como indica a Figura 02 (b):

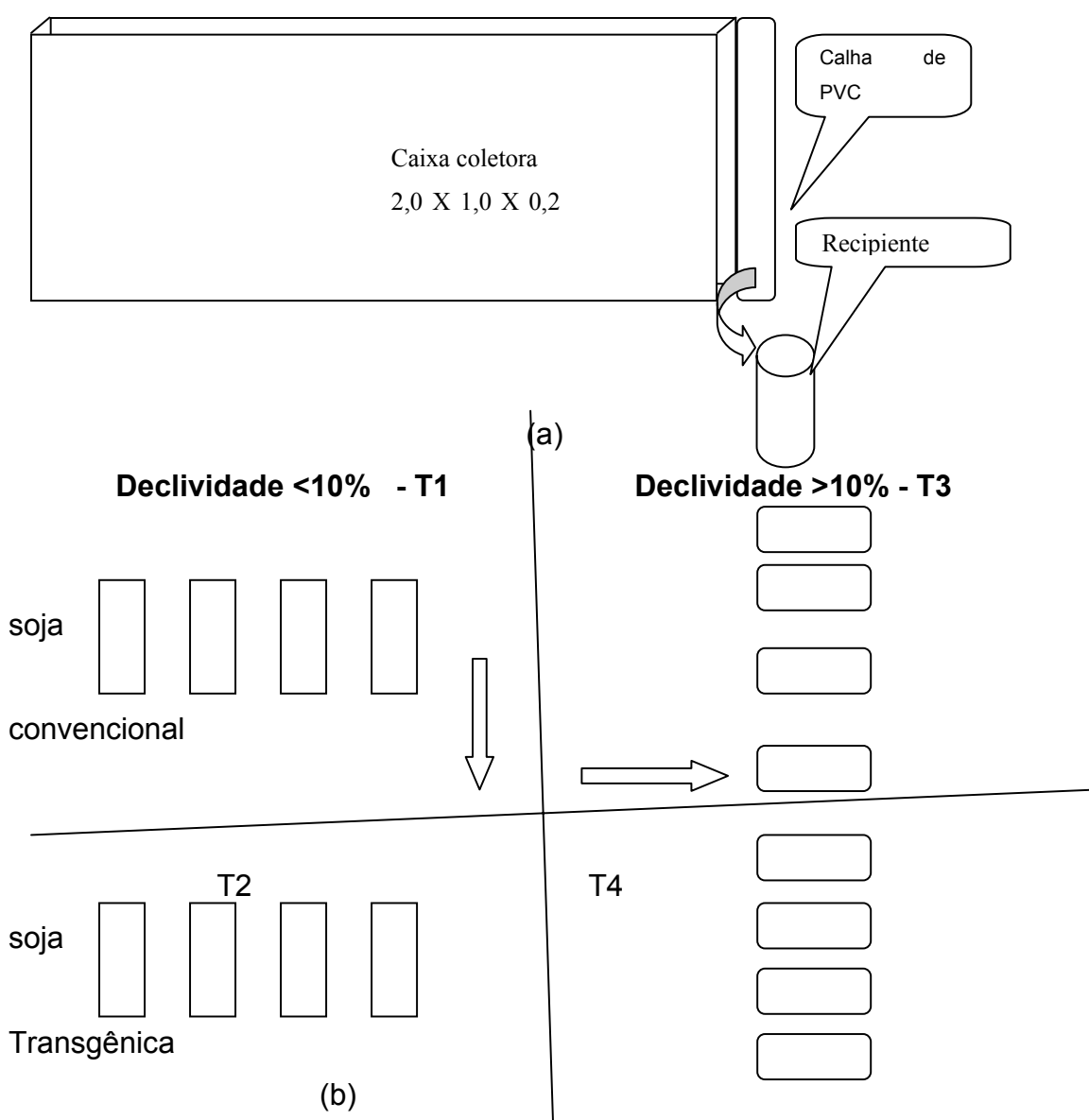


Figura 02 Esquema do funcionamento da calha coletora (a) e croqui do experimento conforme declividade do terreno (b).

Os tratamentos foram representados por T1 (soja convencional/Declividade < 10 %); T2 (soja transgênica/Declividade < 10 %); T3 (soja convencional/Declividade > 10 %) e T4 (soja transgênica/Declividade > 10 %). É importante lembrar que o experimento foi instalado na área já manejada pelo agricultor. O plantio da cultura aconteceu entre os dias 08 e 12 de outubro de 2007; a adubação ocorreu no início do ciclo da cultura com adição de 250 Kg ha⁻¹ (02-20-18), cuja distribuição foi de: 5 kg N ha⁻¹, 50 kg P ha⁻¹ e 45 kg K ha⁻¹.

A Figura 03 representa parte de uma parcela experimental, a calha colocada ao solo, e a Figura 04, a área coberta pela lavoura da soja onde as parcelas estavam instaladas.



Figura 03 Parcela experimental



Figura 04 Lavoura de soja

Em cada uma das parcelas foram coletados os volumes do escoamento superficial ao longo de todo o ciclo da cultura, após a ocorrência de precipitação. Os volumes escoados foram coletados em recipiente plástico nos qual foram devidamente quantificados, identificados e armazenados sob refrigeração.

Nas amostras de escoado superficial, determinaram-se as concentrações e quantidades de nitrogênio total (N), fósforo (P), sólidos totais (ST), sólidos voláteis (SV) e sólidos fixos (SF). Segundo procedimentos por *Standard Methods* (1995) no laboratório de saneamento da UNIOESTE – campus de Cascavel/PR. É importante ressaltar que o P e o N são dois elementos que têm um grau significativo de agentes poluidores dos corpos d'água e requerem controle ambiental, assim determinou-se a escolha desses dois parâmetros para as análises. Foi também necessária essa determinação para que se garantisse a permanência das análises por certo período já que o volume escoado era desconhecido em cada ocorrência.

As amostras de solo foram coletadas antes da implantação do experimento para a determinação da análise granulométrica, a qual foi realizada com o uso do Densímetro Boyoucos (EMBRAPA, 1997), no Laboratório de Solos da UNIOESTE – campus Cascavel/PR.

Os dados de concentração obtidos nas parcelas foram correlacionados com a cobertura (soja transgênica ou convencional e as declividades (<10 % e > 10 %). Para a análise das médias, utilizaram-se o programa para análise estatística INSTAT (1993) e o Teste de Tukey ao nível de 5 % de significância.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Ocorrência de precipitações e escoamento superficial durante o experimento

No período do ciclo da cultura da soja, ocorreram oito precipitações, registradas por um pluviômetro que fica na propriedade rural. Porém, o escoamento superficial foi registrado nas quatro primeiras precipitações, que tiveram maior volume precipitado. Um fator importante a ser mencionado refere-se à segunda ocorrência de precipitação, cujo volume foi o maior registrado e também por ter ocorrido uma forte ventania, que provocou o deslocamento de algumas calhas e um aumento expressivo do volume de água coletada nas parcelas, mas não se sabe até que ponto isso pode ter influenciado nos resultados.

Na Tabela 02, constam as ocorrências de escoamento, o volume precipitado e as fases em que a cultura se encontrava em cada ocorrência de precipitação. Vale ressaltar que as variações na quantidade de volume escoado estão relacionadas ao volume precipitado bem como à variabilidade eólica.

Tabela 02 Ocorrências e volumes precipitados

Fases da cultura	Ocorrência	Data	Precipitado (mm)
V2*	1	01-02/nov	80
V3*	2	08-10 /nov	145
V6*	3	21/nov	30
V9*	4	07/dez	50
R3**	5	03/jan	15
R5**	6	18/jan	18
R6**	7	28/jan	22
R7**	8	09-10/fev	38

*desenvolvimento vegetativo

**desenvolvimento reprodutivo

A Figura 05 representa o volume precipitado (V_p) em cada ocorrência de precipitação ao longo do ciclo da cultura.

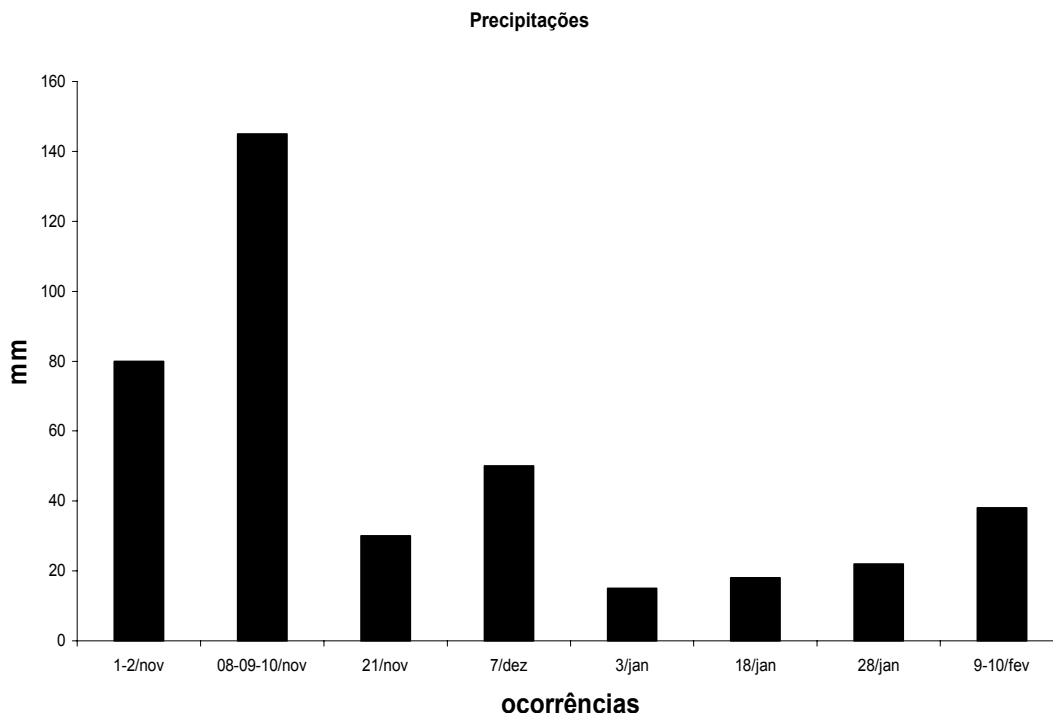


Figura 05 Ocorrências de precipitações no ciclo da cultura

Observa-se que as primeiras ocorrências foram as de maiores volumes precipitados, sendo a segunda delas a de maior volume precipitado, volume escoado e interferência eólica, observada pela ausência das calhas.

Nos eventos estudados, pôde-se constatar o mesmo já verificado por VIEIRA et al. (1987), os quais, ao estudarem as perdas de água em diferentes sistemas de manejo, relataram que os valores coletados não têm apresentado consistência, independente do sistema de manejo, e acrescentam que o solo tem um limite de infiltração de água.

Na Figura 5, pode-se perceber que, principalmente nas primeiras ocorrências, houve uma grande variabilidade nos escoados, explicada por essas ocorrências terem sido de maior intensidade e pela cultura estar no início do ciclo, ou seja, o solo estava, em partes, descoberto.

A comparação de médias registrou que da primeira até a quarta ocorrência não houve diferenças significativas entre os volumes escoados entre os tratamentos. Observou-se que, a partir da quinta precipitação, ocorreu certa estabilidade nos valores de volume escoado nas parcelas monitoradas. O

fato pode ser explicado pela cobertura vegetal formar uma camada protetora ao solo, ou seja, com o aumento da biomassa diminui o escoamento.

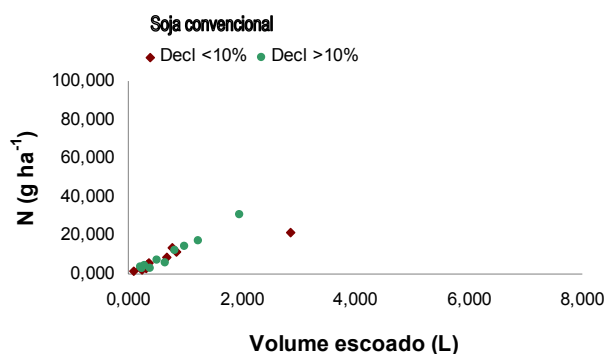
Em relação à correlação entre o volume precipitado e o volume escoado, observou-se que em todos os tratamentos houve uma tendência de comportamento semelhante, indicando correlação entre as variáveis.

LEITE (2003) constatou que na maioria dos sistemas de manejo do solo, os adubos são aplicados por ocasião do estabelecimento das culturas, razão pela qual podem ocorrer maiores concentrações de nutrientes na enxurrada no início do ciclo da cultura.

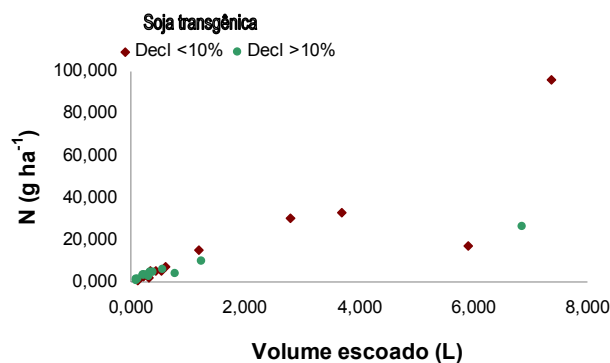
A análise dos dados permite que se perceba a ocorrência de uma grande variação nos valores das cargas de todos os parâmetros, e assim não confirma os resultados obtidos por LEITE (2003). Tal variabilidade é citada em outros estudos como já foi apresentado por VAGSTAD et al. (2000). Os autores chegaram à conclusão de que a perda de nutrientes é muito influenciada pelas características do evento, levando à grande variação de perdas de nutrientes ao longo do tempo.

4.2 Perdas de nitrogênio total

A Figura 07 exibe a carga de nitrogênio total, encontrada nos volumes de escoamento superficial nos tratamentos.



(a)



(b)

Figura 07 Carga de nitrogênio total no escoamento superficial em área com cobertura de soja convencional (a) e soja transgênica (b) em duas declividades

Observou-se que, para ambos os tratamentos, o parâmetro apresentou boa relação da carga com o volume de água escoado. Houve, portanto, uma maior variação na cobertura convencional, porém um ponto discrepante é observado na cobertura transgênica. Esse fato é explicado pela segunda ocorrência, cuja precipitação foi de 145 mm; na ocasião, houve o problema de deslocamento da calha de cobertura do T3, que contribuiu para o excesso de água no recipiente de armazenamento, misturando-se com a água do volume escoado, porém não se pode saber até que ponto o fato interferiu nos resultados. Os resultados das análises estatísticas indicam que não há diferença significativa no fator declividade.

Ao se analisar a figura, nota-se que a carga de nitrogênio total aumentou conforme o aumento do volume escoado. Tal comportamento está de acordo com o que diz COELHO (1973), pois, segundo o autor, o nitrogênio é solúvel na água do solo, cujos constituintes não formam compostos insolúveis e são de transporte relativamente fácil no escoamento superficial e também no perfil do solo. Os valores de perda total de N na água de escoamento superficial podem ser explicados pela melhoria da fertilidade do solo, proporcionada pela adubação realizada por ocasião do plantio da cultura da soja.

A Figura 08 representa as cargas de nitrogênio total, encontradas nos volumes de escoamento superficial nos tratamentos.

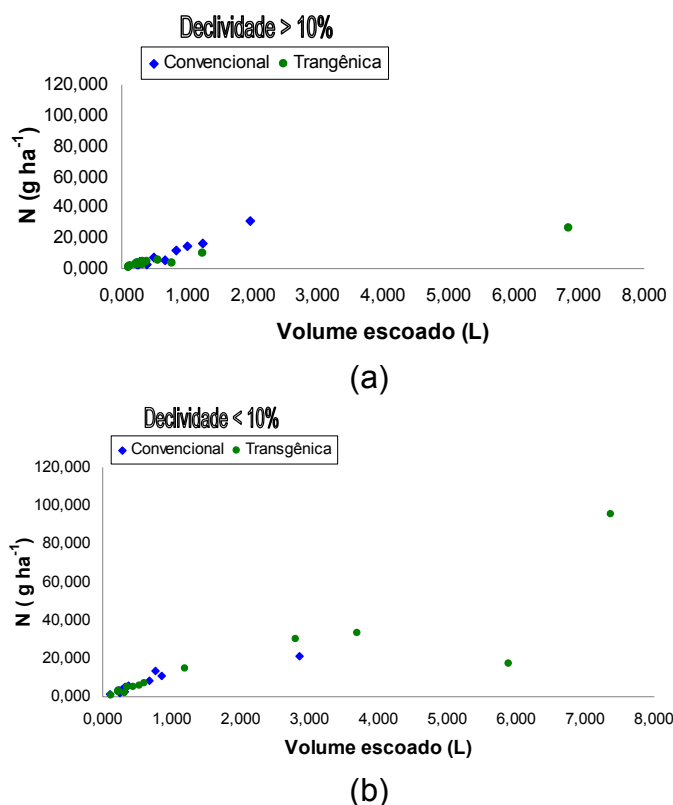


Figura 08 Carga de nitrogênio total no escoamento superficial em área com declividade maior que 10 % (a) e declividade menor que 10 % (b), com duas coberturas

Observa-se que, para os quatro tratamentos, o parâmetro apresentou boa relação com o volume de água escoada. E, pelos volumes coletados, os tratamentos de diferentes declividades não diferiram entre si. Observam-se algumas variações nos resultados, principalmente na cobertura de soja transgênica que se associa às variáveis que interferiram nos valores do volume escoado, como a ação eólica na segunda ocorrência de precipitação. Registrou-se que a cobertura efetuada pela soja convencional proporcionou maior homogeneidade dos dados.

Em geral, os resultados obtidos para esse parâmetro foram também observados por GUADAGNIN et al., (2005), os quais justificaram seus resultados obtidos pela possível presença dos resíduos vegetais na superfície do solo e próximo à ela, nos tratamentos de semeadura direta, considerando a provável atividade biológica que deve ter ocorrido continuamente. Além disso, as adubações foram feitas na superfície do solo sem incorporação alguma na semeadura direta.

Quanto ao fator declividade, observa-se que para os quatro tratamentos não ocorreram grandes variações em relação à carga de nitrogênio com o volume de água escoado. Os tratamentos de cobertura vegetal e a declividade não diferiram significativamente entre si, segundo análise estatística.

A elevada carga desse elemento na água de escoamento superficial pode estar relacionada aos maiores volumes de água de escoamento, coletados pela chuva, durante a segunda ocorrência de precipitação, quando algumas calhas foram deslocadas pela ação eólica, com geração direta de elevadas perdas de volume escoado. DALIPARTHY et al. (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, uma parte significativa pode ser lixiviada para abaixo da zona radicular da planta e, como consequência, atingirá o lençol freático.

Pôde-se constatar também que as perdas totais de N pela água de escoamento superficial foram mais influenciadas pelos maiores volumes de água escoada em cada ocorrência de precipitação e possivelmente pela ação eólica, a qual promoveu o deslocamento da cobertura da calha.

Segundo DOBLINSKI (2006), o nitrogênio é tido como um dos nutrientes que mais se perde pela água de escoamento, devido a sua concentração nas camadas mais superficiais do solo, em que o processo de escoamento atua.

Os valores de perda de N total na água de escoamento superficial podem ser explicados pela melhoria da fertilidade do solo proporcionada pela adubação realizada por ocasião do plantio da cultura da soja. Ressalta-se ainda que a concentração desse elemento, relativamente elevado em algumas parcelas na água de escoamento superficial, está relacionada, possivelmente, com as mais elevadas perdas de volume de água ocorridas. E os resultados condizem com os dados obtidos por GUADAGNIN et al. (2005).

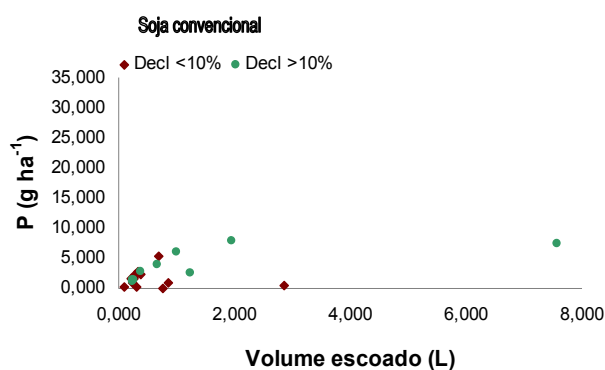
4.3 Perdas de fósforo

A avaliação dos resultados obtidos para a variável fósforo total registrou que o maior valor encontrado no volume d'água escoado corresponde à proporção de 7,967 g ha⁻¹.

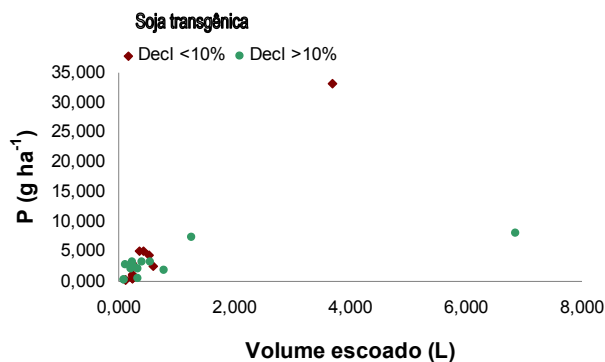
SHARPLEY et al. (1996) determinaram em estudo que a concentração de fósforo na água de superfície, quando está entre 0,01 e 0,02mg. L⁻¹, é considerada crítica e a partir desses valores o processo de eutrofização é acelerado.

HEATHWAITE et al. (2000) salientaram que as baixas concentrações como níveis críticos para os corpos d'águas, os quais são menores do que aqueles colocados como ideais na solução do solo para um bom desenvolvimento das lavouras comerciais, situam entre 0,20 a 0,30 mg.L⁻¹ e mostram o elevado potencial de contaminação dos recursos hídricos pelo fósforo. Contudo, apesar de o fósforo ser um elemento de extrema importância para o desenvolvimento das plantas e ser o mineral de maior fator limitante nos solos brasileiros, sua concentração na água de superfície oferece enorme risco ambiental.

A Figura 10 representa as cargas de fósforo, encontradas nos volumes de escoamento superficial nos tratamentos.



(a)

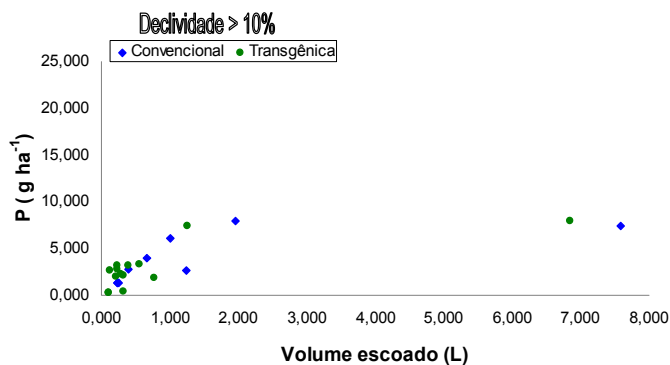


(b)

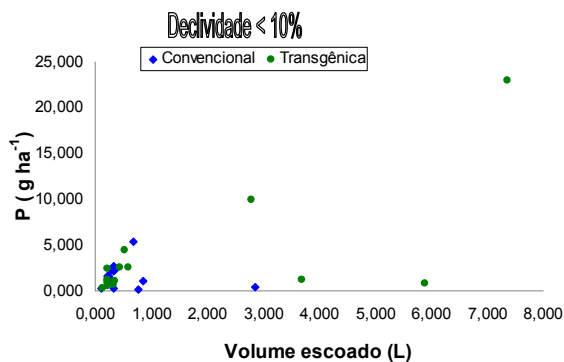
Figura 10 Carga de fósforo no escoamento superficial em área com cobertura de soja convencional (a) e soja transgênica (b) em duas declividades

Observa-se que na cobertura da soja convencional, as cargas de P mantêm-se visualmente mais dispersas que na cobertura da soja transgênica, embora não haja diferença significativa, exceto os pontos discrepantes que foram ocasionados em função da segunda ocorrência de precipitação.

A Figura 11 exibe as cargas de fósforo quantificadas nos volumes de águas providas do escoamento superficial nos tratamentos.



(a)



(b)

Figura 11 Carga de fósforo no escoamento superficial em área com declividade maior que 10 % (a) e declividade menor que 10 % (b), com duas coberturas

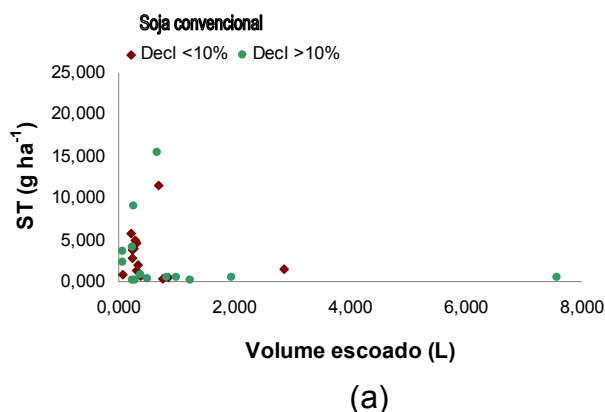
Em ambas as coberturas não houve diferença significativa no fator declividade, segundo o teste de Tukey ao nível de 5 % de significância. O comportamento do P difere-se do N, pois as cargas de P não têm uma correlação com o volume de água escoada, como aconteceu com o parâmetro N. Valores também identificados por SAID et al. (2004).

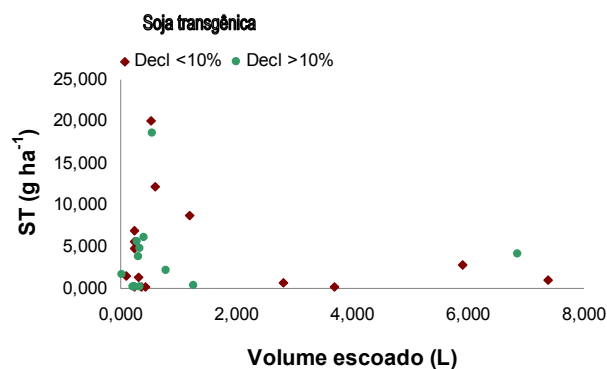
A linha de tendência foi descartada devido à variabilidade dos valores das cargas. Como os valores apresentaram-se dispersos, não há uma tendência de correlação entre a carga e o volume escoado. ÁVILA (2005) encontrou valores relativamente baixos em relação à concentração de P com o volume de água escoada. HEATHWAITE et al. (2000) afirmaram que o escoamento superficial é o principal responsável pelas perdas de fósforo.

Como o P se adsorve à matéria orgânica, sua perda se dá pela conseqüente perda de matéria orgânica e não como substância solúvel como é o caso do nitrogênio.

4.4 Perdas de sedimentos

Na Figura 13, estão apresentadas as cargas de ST encontradas nos volumes de escoamento superficial nos tratamentos.





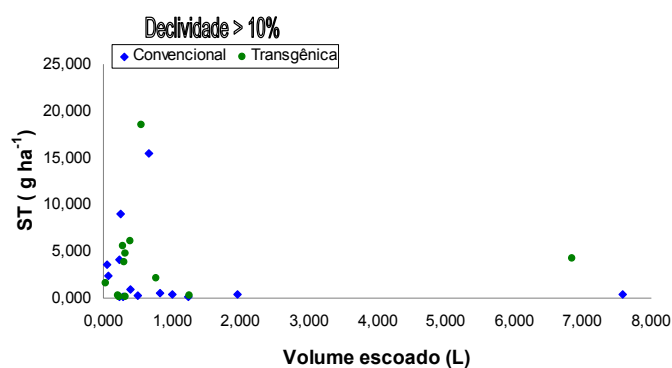
(b)

Figura 13 Carga de ST no escoamento superficial em área com cobertura de soja convencional (a) e soja transgênica (b) em duas declividades

Observa-se a dispersão dos dados na Figura 13-b, principalmente na declividade < 10 %. Aparentemente, observa-se que a soja convencional promoveu maior cobertura, logo, reduziu a concentração de ST na água de escoamento,

SCHICK et al. (2000) observaram perdas de $11,83 \text{ mg ha}^{-1}$, para um Cambissolo Húmico em Lages-SC, com declividade igual a $0,12 \text{ mm}^{-1}$. Em Cambissolos da zona fisiográfica, Campos das Vertentes, SANTOS et al., (1998) estimaram perdas de sedimentos de 151 mg ha^{-1} por ano.

A Figura 14 representa as cargas de ST encontradas nos volumes de escoamento superficial nos tratamentos.



(a)

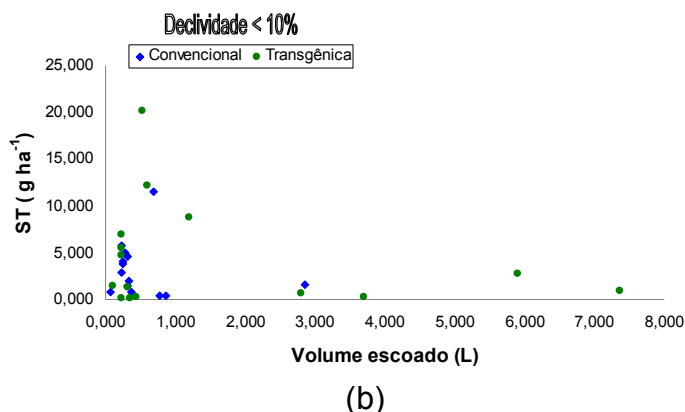


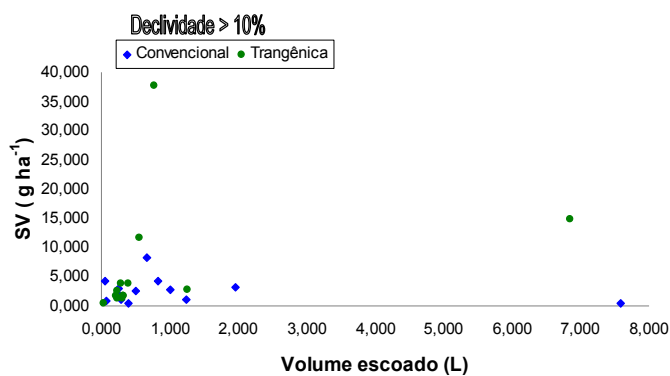
Figura 14 Carga de ST no escoamento superficial em área com declividade maior que 10 % (a) e declividade menor que 10 % (b), com duas coberturas

Na Figura 14, observa-se que os dados nos tratamentos com declividades < 10% estão mais dispersos, porém, estatisticamente, não houve diferença significativa. Em estudo realizado em um Latossolo Vermelho distroférico, SILVA et al. (2005) encontraram valores próximos a 6,47 mg ha⁻¹. Na terceira e quarta ocorrências, os valores de alguns pontos discrepantes foram superiores em relação às duas primeiras, aproximando-se de 20 g ha⁻¹. Para Latossolo Vermelho distroférico, na região de Dourados-MS, HERNANI et al. (1999) encontraram valores de 6,9 mg ha⁻¹ por ano, sob condição de solo descoberto.

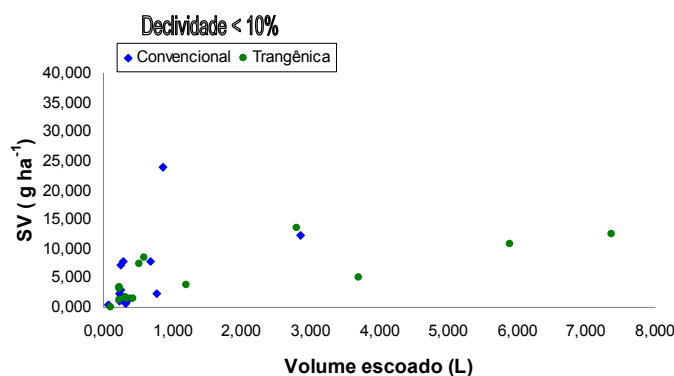
Os maiores valores encontrados neste experimento, referentes aos ST, aproximaram-se de 20 g ha⁻¹, cujos volumes escoados foram os menores. Isto mostra que não há uma correlação entre a carga de ST em relação ao volume de água escoada. Estatisticamente, houve diferença significativa no T1 em relação aos demais tratamentos na primeira ocorrência de precipitação. Este fato pode ser explicado pela desestruturação do solo por consequência da instalação da parcela.

BERTOL (1994) e BERTOL et al. (2002) comentam que a perda de sedimentos apresenta grande variabilidade espacial e temporal, explicada pela diversidade climática, que influi no potencial das chuvas. Pode ser uma das respostas à variabilidade dos valores encontrados neste experimento. ÁVILA (2005) encontrou valores entre 72 e 712 mg L⁻¹ de ST em seu experimento.

Na Figura 16, são apresentadas as cargas de SV, encontrados nos volumes de escoamento superficial nos tratamentos.



(a)



(b)

Figura 17 Cargas de SV no escoamento superficial em área com declividade maior que 10 % (a) e declividade menor que 10 % (b), com duas coberturas

Observa-se que os valores das cargas de SV encontram-se com certa variabilidade na declividade < 10 % com cobertura da soja transgênica. Ressalta-se, portanto, que tais valores pertencem às análises da segunda ocorrência de precipitação. Visualmente, os dados demonstram que a soja convencional promoveu melhor cobertura nas duas declividades. Contudo, as análises estatísticas não detectaram diferenças significativas nos tratamentos durante a realização das quatro análises.

Em geral, os valores obtidos foram bem variáveis, SILVA et al. (2005) ressaltaram que a quantidade de SV encontrado revela a necessidade de práticas conservacionistas que reduzam a ação erosiva da chuva, para a manutenção da fração orgânica no solo, uma vez que ela é importante para boa manutenção da sua estrutura.

A concentração de SV na água de escoamento superficial mostra que os valores das cargas se encontram bem variáveis. Essa variabilidade é

verificada independente do fator declividade, pois há valores superiores a 7g/ha nos tratamentos com declividades < 10 %. Porém, neste experimento, foram encontrados valores próximos de 1g ha⁻¹ a 11g ha⁻¹ em tratamentos com declividade > 10 %.

Na Figura 19, são mostradas as cargas de SF, nas amostras analisadas dos volumes escoados em cada parcela.

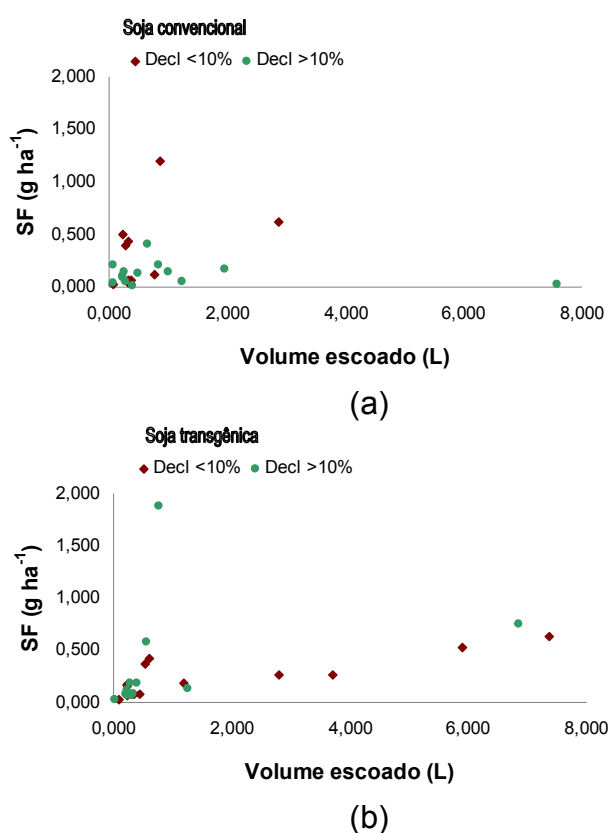
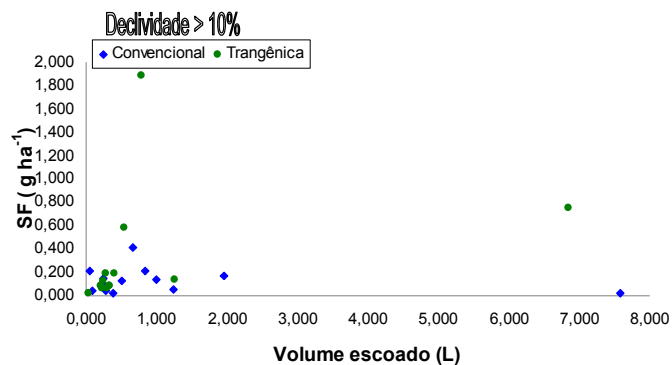


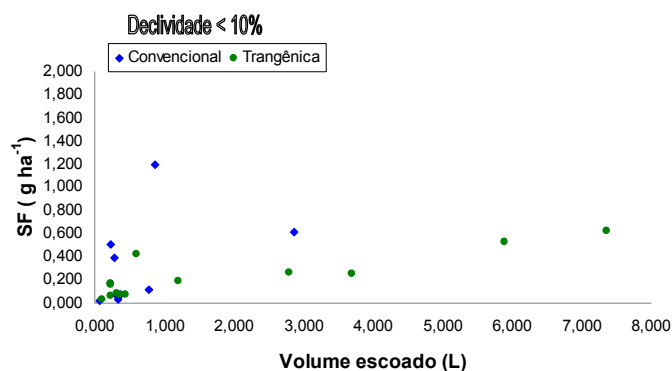
Figura 19 Cargas de SF no escoamento superficial em área com cobertura de soja convencional (a) e soja transgênica (b) em duas declividades

Observa-se que os valores mais dispersos encontram-se na declividade menor que 10 % na cobertura da soja transgênica. Tal disparidade também foi observada nas concentrações de ST e SV. Referentes às cargas de SF, estatisticamente, o T1 difere dos demais tratamentos no que se refere à primeira ocorrência de precipitação.

Na Figura 20, são mostradas as cargas de SF, nas amostras analisadas dos volumes escoados em cada parcela.



(a)



(b)

Figura 20 Cargas de SF no escoamento superficial em área com declividade maior que 10 % (a) e declividade menor que 10 % (b), com duas coberturas

Como mostra a Figura 20, as concentrações de SF foram mais dispersas na declividade menor que 10 %. LIMA et al., (2005), em recente estudo, ressaltaram a precipitação como uma das principais características das perdas de sedimentos.

Observa-se que as cargas de SV, em relação à carga de SF, apresentam-se variáveis e maiores. Isto representa que as perdas de matéria orgânica por escoamento superficial são superiores às do material inorgânico. Podendo ser explicada pela proteção do solo com a camada de massa vegetal formada pelo plantio direto.

5 CONCLUSÕES

Com base nas ocorrências de precipitações, volume escoado em cada tratamento e comparação de médias pela análise estatística dos resultados obtidos pela pesquisa, foi possível concluir que:

1. O comportamento do parâmetro nitrogênio, carregado pelo escoamento superficial, obteve uma boa correlação com o volume escoado;
2. O comportamento da carga de fósforo não teve correlação com o volume escoado;
3. As concentrações de SV foram superiores às concentrações de SF;
4. As concentrações de sedimentos não apresentaram correlação com o volume escoado, assim como com o fósforo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AVILA, V. B. **Relação entre o uso e manejo do solo em uma Bacia Rural e a contribuição do Nitrogênio, Fósforo e Sedimentos a Corpos Hídricos.** Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PTA RH. DM – 088/05, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, DF, 114 p, 2005.

ALVES, A.J.O. & RIBEIRO, M.R. **Caracterização e gênese dos solos de uma toposseqüência na microrregião da mata seca de Pernambuco.** R. Bras. Ci. Solo, Viçosa-MG, v. 19:297-305, 1995.

ALBUQUERQUE, J.A.; REINERT, D.J.; FIORIN, J.E.; RUEDELL, J.; PETRERE, C. & FONTINELLI, F. **Rotação de culturas e sistemas de manejo do solo: efeito sobre a forma da estrutura do solo ao final de sete anos.** R. Bras. Ci. Solo, Viçosa-MG, 19:115-119, 1995.

BARISAS, S.G.; BAKER, J.L.; JOHNSON, H.P. & LAFLEN, J.M. **Effect of tillage systems on runoff losses of nutrients.** A rainfall simulation study. Trans. Am. Soc. Agric. Eng., 21:893-897, 1978.

BERTOL, I.; COGO, N.P. & LEVIEN, R. **Relações da erosão hídrica com métodos de preparo do solo, na ausência e na presença de cobertura por resíduo cultural de trigo.** R. Bras. Ci. Solo, Viçosa-MG, 11:187-192, 1987.

BERTOL, I. **Avaliação da erosividade da chuva na localidade de Campos Novos (SC) no período de 1981–1990.** Pesquisa Agropecuária Brasileira, v.29, p.1453-1458, 1994.

BERTOL, I.; SCHICK, J.; BATISTELA, O.; LEITE, D.; AMARAL, A.J. **Erodibilidade de um Cambissolo húmico aluminico léptico, determinada sob chuva natural entre 1989 e 1998 em Lages (SC).** R. Bras. Ci. Solo, Viçosa-MG, v.26, p.465-471, 2002.

BERTOL, I.; MELLO, E.L.; GUADAGNIN, J.C.; ZAPAROLLI, A.L.V. & CARRAFA, M.R. **Nutrient losses by water erosion.** Sci. Agric., 60:581-586, 2003.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. A. **Conservação do solo**. 3ed. São Paulo: Icone, 1995. 355p.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. A. **Conservação do solo**. 4ed. São Paulo: Icone, 1999. 355p.

CAMPOS, B.C.; REINERT, D.J.; NICOLODI, R.; RUEDELL, J. & PETRERE, C. **Estabilidade estrutural de um latossolo vermelho-escuro distrófico após sete anos de rotação de culturas e sistemas de manejo do solo**. R. Bras. Ci. Solo, Viçosa-MG, 19:121-126, 1995.

CASSOL, E.A.; LEVIEN, R.; ANGHINONI, I. & BADELUCCI, M.P. **Perdas de nutrientes por erosão em diferentes métodos de melhoramento de pastagem nativa no Rio Grande do Sul**. R. Bras. Ci. Solo, Viçosa-MG, 26:705-712, 2002.

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

CETESB - **Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Nota Técnica sobre tecnologia de controle - Indústria Têxtil - NT-22**. São Paulo, 1992, 31 p.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB. **Relatório de qualidade ambiental no Estado de São Paulo**. São Paulo: CETESB, 2000.

COGO, N.P. **Effect of residue cover, tillage-induced roughness and slope length on erosion and related parameters**. West Lafayette, Purdue University, 1981. 346p. (Tese de Doutorado)

COGO, N.P.; MOLDENHAUER, W.C. & FOSTER, G.R. **Soil loss reductions from conservation tillage practices**. Soil Sci. Soc. Am. J., 48:368-373, 1983.

CORRELL, D. L. **The role of phosphorus in the eutrofication of receiving waters**. Journal of Environmental Quality, Madison, Wis., n. 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.

DERPSCH, R.; SIDIRAS, N. & ROTH, C.H. **Results of studies from 1977 to 1984 to control erosion by cover crops and non-tillage techniques in Parana, Brazil.** Soil Till. Res., 8:253- 263, 1986.

DERPSCH, R. **Expansão mundial do plantio direto.** R. Plantio Direto, 5:32-40, 2000.

DORAN, J. W. & PARKIN, T. B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J.W.; COLEMAN, D.C.; BEZDICEK, D.F.& STEWART, B.A., eds. **Defining soil quality for a sustainable environment.** Madison, Soil Science Society of America, 1994. p.1-20. (Special Publication, 35)

DOBLINSHI, A. F. **Poluição difusa decorrente do uso de água residuária da suinocultura.** Dissertação de Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Departamento de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, PR, 2006.

DULEY, F.L. **Surface factors affecting the rate of intake of water by soils.** Soil Sci. Soc. Am. Proc., 4:60-64, 1939.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de solos. **Manual de métodos de análise de solo.** 2. ed. Rio de Janeiro, 1997. 212 p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Centro Nacional de Pesquisa de solos.** Sistema brasileiro de classificação de solos. Rio de Janeiro, 1999. 4212 p

FAVARETTO, N. **Gypsum amendment and exchangeable calcium and magnesium related to water quality and plant nutrition.** West Lafayette, Purdue University, 2002. 150p.

GUADAGNIN, J.C. **Perdas de nutrientes e carbono orgânico pela erosão hídrica, em um Cambissolo Húmico Alumínico léptico submetido a diferentes sistemas de preparo e cultivo do solo.** Lages, Universidade do Estado de Santa Catarina, 2003, 150p. (Tese de Mestrado)

GUADAGNIN, J. C., BERTOL, I., CASSOL, P. C., AMARAL, A. J. **Perdas de solo, água e nitrogênio por erosão hídrica em diferentes sistemas de manejo.** R. Bras. Ci. Solo, 29:277-286, 2005.

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.

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.

GRANATSTEIN, D.& BEZDICEK, D. F. **The need for a soil quality index: local and regional perspectives.** An. J. Altern. Agric. :12-16, 1992.

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.

HERNANI, L.C.; KURIHARA, C.H.; SILVA, W.M. **Sistemas de manejo de solo e perdas de nutrientes e matéria orgânica por erosão.** R. Bras. Ci. Solo, Viçosa-MG, v.23, p.145-154, 1999.

IAPAR - Instituto Agronômico do Paraná. **Cartas Climáticas do Estado do Paraná.** Londrina, 1994.

INSTAT. **Graphpad Instat tm.** Graphpad Software, 1993.

ISMAIL, I.; BLEVINS, R. L.; FRYE, W. W. **Long-term no-tillage effects on soil properties and continuous corn yields.** Soil Science Society of America Journal, Madison, Wis., n. 58, p. 193-198, 1994.

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.

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

Lang, K.J.; Prunty, L; Schroeder, S.A.; Disrud, L.A. **Interrill erosion as an index of mined land erodibility**. Transactions of the ASAE, St Joseph, v.27, n.1, p.99-101, 1984.

LEITE, D. **Erosão hídrica sob chuva simulada em um Nitossolo Háplico submetido a diferentes manejos**. Lages, Universidade do estado de Santa Catarina, 2003. 100p. (Tese de Mestrado)

LIMA G.L.; AQUINO, R.F.; SILVA, M.L.N.; MELLO, C.R. **Perdas por erosão hídrica em Cambissolo e Latossolo sob três padrões de chuvas erosivas para Lavras (MG)**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, XXX. Recife-PE, 2005. Resumos expandidos... Recife, Sociedade Brasileira de ciência do solo, 2005. CD ROM.

LIMA, J. E. F. W.; SILVA, D. D. da; PRUSKI, F. F. **Relações da hidrossedimentologia com os setores agrícola e elétrico**. In: IV Congresso Nacional de Sedimentos, 2002.

MACHADO, E. & VETTORAZZI, C. A. **Simulação da produção de sedimentos para a microbacia hidrográfica do ribeirão do Marins (SP)**. R. Bras. Ci. Solo, Viçosa-MG, 27:735-741, 2003.

McDOWELL, L.L. & McGREGOR, K.C. **Nitrogen and phosphorus losses in runoff from no-till soybeans**. Trans. Am. Soc. Agric. Eng., 23:643-648, 1980.

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.

MELLO, F. de A. F. D, BRASIL SOBRINHO, M. de O. C., ARZOLLA, S., SILVEIRA, R.I., COBRA NETTO, A. KIEHL, J. de C. **Fertilidade do solo**. Nobel, São Paulo (SP) 400p, 1989.

MERTEN, G. H., MINELLA, J.P. **Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura**. Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável, 3(4). 33-38, 2002.

MIELNICZUK, J.; BAYER,C.; VEZZANI, F.M.; LOVATO, T.; FERNANDES, F.F. & DEBARBA, L. **Manejo de solo e culturas e sua relação com os estoques de carbono e nitrogênio**. Tópicos de Ciência do solo, 3:165-208, 2003.

MUCHOVEJ, R. M. C. E RECHCIGL, J.E. **Impact of nitrogen fertilization of pastures and turfgrass on water quality**. Lewis Publishers, 1994.

MOTA, S. **Preservação e conservação de recursos hídricos**. 2ª ed. ver. e atualizada. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES, 1995.

NUNES FILHO, J.; SOUSA, A.R.; MAFRA, R.C. & JACQUES, F.O. **Efeito do preparo do solo sobre as perdas por erosão e produção de milho num Podzólico Vermelho-Amarelo eutrófico de Serra Talhada (PE)**. R. Bras. Ci. Solo, 11:183 -186, 1987.

ORTIZ, A. I. **Indicadores de qualidade da água em microbacias agrícolas**. Dissertação de Mestrado, Centro de Ciências Tecnológicas, Universidade Regional de Blumenau. Blumenau, Santa Catarina, 2003. 140p

PALADINI, F.L.S. & MIELNICZUK, J. **Distribuição de tamanho de agregados de um solo Podzólico Vermelho-Escuro afetado por sistemas de culturas**. R. Bras. Ci. Solo, 15:135-140, 1991.

PARR, J. F.; PAPENDICK, S. B.; HORNICK, S. B MEYER, R.E. **Soil quality: attributes and relationship to alternative and sustainable agriculture**. Am. J. Altern. Agric., 7:5-11,1992.

POTE, D.H.; DANIEL, T.C.; SHARPLEY, A.N.; MOORE JUNIOR, P.A.; EDWARDS, D.R. & NICHOLS, D.J. **Relating extractable soil phosphorus to phosphorus losses in runoff**. Soil Sci. Soc. Am. J., 60:855-859, 1996.

ROTH, C.H.; MEYER, B.; FREDE, H.G. & DERPSCH, R. **Effect of mulch rates and tillage systems on infiltrability and other soil physical properties of an Oxisol in Paraná, Brazil**. Soil Till. Res., 11:81-91, 1988.

SAID, A. STEVENS, D., SEHIKE, G. **Relation of land – use to total nitrogen/ phosphorus in streams**, 2004.

SANTOS, D.; CURI, N.; FERREIRA, M.M.; EVANGELISTA, A.R.; CRUZ FILHO, A.B.; TEIXEIRA, W.G. **Perdas de solo e produtividade de pastagens nativas e melhoradas sob diferentes práticas de manejo**. Pesquisa Agropecuária Brasileira, v.33, p.183-189, 1998.

SARTORI, A. **Avaliação da Classificação Hidrológica do Solo para a Determinação do Excesso de Chuva do Método do Serviço de Conservação do Solo dos Estados Unidos**. Campinas, 2004. Dissertação de Mestrado – Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo – Universidade Estadual de Campinas.

SCHICK, J. **Erosão hídrica em Cambissolo Húmico álico submetido a diferentes sistemas de preparo e cultivo do solo**. Lages, Universidade do Estado de Santa Catarina, 1999. 114p. (Dissertação de Mestrado).

SCHICK, J.; BERTOL, I.; BALBINOT JÚNIOR, A.A.; BATISTELA, O. **Erosão hídrica em cambissolo húmico alumínico submetido a diferentes sistemas de preparo e cultivo do solo. II. Perdas de nutrientes e carbono orgânico**. R. Bras. Ci. Solo, v.24, p.437-447, 2000.

SEGANFREDO, M.L.; ELTZ, F.L.F. & BRUM, A.C.R. **Perdas de solo, água e nutrientes por erosão em sistemas de culturas em plantio direto**. R. Bras. Ci. Solo, Viçosa-MG ,21:287-291, 1997.

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.; et al. **Determining environmentally sound soil phosphorus levels**. J. Soil Water Conserv., Ankeny, v. 51, n. 1, p. 160-166, 1993.

SILVA, A. M., SILVA, M. L. N. CURI, N., LIMA, J. M., AVANZI, J. C., FERREIRA, M. M. **Perdas de solo, água, nutrientes e carbono orgânico em Cambissolo e Latossolo sob chuva natural**. Pesq. agropec. bras., Brasília, v. 40, n. 12, p. 1223-1230, dez, 2005.

SIDRAS, N.; VIEIRA, S.R. & ROTH, C.H. **Determinação de algumas características físicas de um latossolo roxo distrófico sob plantio direto e preparo convencional**. R. Bras. Ci. Solo, Viçosa-MG ,8:265-68, 1984.

SILVA, I.F. **Formação, estabilidade e qualidade de agregados do solo afetados pelo uso agrícola**. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1993. 126p. (Tese de Mestrado)

SMITH, E.G., R.D. KNUTSON, C.R. TAYLOR, J.B. PENSON. **Impact of chemical use reduction on crop yields and costs.** Texas A&M Univ., Dep. of Agric. Economics, Agric. and Food Policy Center, College Station, 1990.

SOILEAN, J. M., TOUCHTON, J. T., YOO, K.H. **Sediment, nitrogen and phosphorus runoff with conventional – and conservation – tillage cotton in a small watershed.** Journal of soil and Water Conservation, 1994.

TOMITA, R. Y.; BEYRUTH, Z. **Toxicologia de agrotóxicos em ambiente aquático.** *O Biológico.* São Paulo, v. 64, n.2, p.135-142, jul./dez., 2002.

TISDALL, J.M. & OADES, J.M. **Stabilization of soil aggregates by the root systems of ryegrass.** Austr. J. Soil Res., 17:429- 441, 1979.

VAGSTAD, N., JANSONS, V., LOIGU, E., DEELSTRA, J. **Nutrient losses from agricultural argasin the gulf of riga drainage e basin.** Ecological Engineering, 14:435-441, 2000.

VIEIRA, M.J.; COGO, N.P. & CASSOL, E.A. **Perdas por erosão, em diferentes sistemas de preparo do solo, para a cultura da soja em condições de chuva simulada.** R. Bras. Ci. Solo, Viçosa-MG, 2:209-214, 1987.

VON SPERLING, M. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos (Princípios do Tratamento Biológico de Água Residuária)** Vol I. 2 ed. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental: universidade Federal de Minas Gerais, belo Horizonte (MG) 243 p, 1996.

WALTON, R.S.; VOLKER, R.E.; BRISTOW, K.L.; SMETTEM, K.R.J. **Experimental examination of solute transport by surface runoff from low-angle slopes.** *Journal of Hydrology*, Amsterdam, v.233, n.1-4, p.19-36, 2000.

WISCHMEIER, W.H. & SMITH, D.D. **Predicting rainfall erosion losses; a guide to conservation planning.** Washington, USDA, 58p. Agricultural Handbook, 537, 1978.

ZACHAR, D 1982: **Soil erosion. Developments in soil science 10.** Amsterdam: Morgan Progress in Physical Geography. 1985; 9: 140-141

WITHERS, P.J.A., I. A. DAVIDSON, and R. H. FOY. **Prospects for controlling nonpoint phosphorus loss to water: A UK Perspective.** Journal of Environmental Quality. 29:167-176, 2000.

ANEXOS

Anexo 1 - Volumes escoados em cada tratamento e repetição ao longo do ciclo da cultura.

Precipitação (mm)	Repetições	Volume escoado (L)			
		T ₁	T ₂	T ₃	T ₄
80	R ₁	0,320	0,500	0,350	0,240
	R ₂	0,330	0,230	0,440	0,230
	R ₃	0,065	0,830	0,230	1,250
	R ₄	0,100	0,280	3,700	0,210
	média		0,204	0,460	1,180
145	R ₁	0,860	1,960	5,900	0,330
	R ₂	2,860	1,240	0,320	6,850
	R ₃	0,370	1,000	2,800	0,780
	R ₄	0,770	7,580	7,370	0,120
	média		1,215	2,945	4,100
30	R ₁	0,280	0,080	1,200	0,105
	R ₂	0,235	0,060	0,230	0,030
	R ₃	0,320	0,016	0,125	0,300
	R ₄	0,035	0,035	0,100	0,100
	média		0,217	0,077	0,419
50	R ₁	0,250	0,250	0,230	0,285
	R ₂	0,225	0,235	0,530	0,325
	R ₃	0,680	0,660	0,600	0,550
	R ₄	0,245	0,390	0,230	0,395
	média		0,350	0,383	0,400
15	R ₁	0,015	0,045	0,035	0,028
	R ₂	0,012	0,044	0,048	0,025
	R ₃	0,025	0,025	0,024	0,022
	R ₄	0,032	0,035	0,020	0,021
	média		0,021	0,037	0,032
18	R ₁	0,016	0,032	0,025	0,020
	R ₂	0,010	0,040	0,018	0,015
	R ₃	0,020	0,020	0,020	0,020
	R ₄	0,022	0,030	0,010	0,012
	média		0,017	0,030*	0,018
Precipitação (mm)	Repetições	T ₁	T ₂	T ₃	T ₄

22	R ₁	0,010	0,035	0,032	0,012
	R ₂	0,008	0,030	0,034	0,014
	R ₃	0,020	0,018	0,020	0,016
	R ₄	0,020	0,022	0,015	0,012
média		0,014	0,026	0,025	0,013
38	R ₁	0,025	0,035	0,025	0,018
	R ₂	0,020	0,040	0,028	0,015
	R ₃	0,022	0,020	0,018	0,014
	R ₄	0,028	0,026	0,020	0,012
média		0,023	0,030*	0,022	0,014*

* - diferença significativa com 5 %, pela aplicabilidade do teste de Tukey

Anexo 2 - Resultados obtidos das análises laboratoriais (N, P, ST, SV e SF representados em g/ha).

Trat.	Repetições	Volume - L	(N)	(P)	ST	SV	SF
Precipitação 80 mm							
T1	R1	0,320	4,356	2,206	1,382	0,880	0,440
	R2	0,330	4,913	2,683	1,933	0,689	0,034
	R3	0,065			0,772	0,510	0,025
	R4	0,100	1,263	0,262			
média			3,511	1,717	1,362*b	0,693	0,166
T2	R1	0,500	7,497	0,005	0,260	2,580	0,130
	R2	0,230	3,313	1,340	0,196	1,876	0,094
	R3	0,830	12,030		0,531	4,183	0,207
	R4	0,280	4,169	0,018	0,142	0,957	0,047
Média			6,752	0,454	0,282*a	2,399	0,119
T3	R1	0,350	5,139	1,052	0,155	1,573	0,078
	R2	0,440	5,110	2,576	0,198	1,482	0,074
	R3	0,230	3,031	2,354	0,109	1,285	0,064
	R4	3,700	33,152	1,165	0,222	5,106	0,259
Média			11,608	1,786	0,171*a	2,361	0,118
T4	R1	0,24	3,043	2,738	0,181	2,472	0,123
	R2	0,23	3,605	3,175	0,127	1,334	0,066
	R3	1,25	9,743	7,343	0,312	2,725	0,137
	R4	0,21	3,026	1,999	0,219	1,659	0,082
Média			4,854	3,814	0,209*a	2,047	0,102
Precipitação – 145 mm							
T1	R1	0,860	11,192	1,014	0,421	24,011	1,199
	R2	2,860	21,478	0,457	1,515	12,326	0,614
	R3	0,370	5,790	2,421	0,725	1,443	0,072
	R4	0,770	13,679	0,069	0,350	2,333	0,115
Média			13,035	0,990	0,752	10,028	0,500
T2	R1	1,960	30,948	7,967	0,411	3,234	0,166
	R2	1,240	16,919	2,591	0,142	1,078	0,055
	R3	1,000	14,595	6,080	0,445	2,850	0,140
	R4	7,580		7,428	0,454	0,454	0,022
Média			20,821	6,017	0,363	1,904	0,095
T3	R1	5,900	17,080	0,826	2,773	10,856	0,531
	R2	0,320	1,651	0,649	1,36	1,683	0,084
	R3	2,80	30,464	9,94	0,658	13,580	0,266
	Trat.	Repetições	Volume - L	(N)	(P)	ST	SV
	7,370	95,920	22,96	0,938	12,529	0,626	
média			36,279	8,594	1,432	9,662	0,376
T4	R1	0,330	4,727	0,442	0,158	1,6335	0,082
	R2	6,850	26,475	7,946	4,178	14,727	0,753
	R3	0,780	3,646	1,790	2,086	37,580	1,879
	R4	0,120	1,476	2,695	2,141		
média			9,081	3,218	2,141	17,980	0,904

Precipitação – 30 mm

		Volume - L	(N)	(P)	ST	SV	SF
T1	R1	0,280	3,866	2,227	4,986	7,817	0,390
	R2	0,235	2,942	1,015	2,848	1,012	0,506
	R3	0,320	2,728	0,326	4,576	1,248	0,062
	R4	0,035					
média			3,179	1,189	4,137	3,359	0,319
T2	R1	0,080			2,330	0,756	0,037
	R2	0,060			3,627	4,161	0,208
	R3	0,016					
	R4	0,035					
média				2,979	2,458	0,122	
T3	R1	1,200	15,048	0,102	8,784	3,792	0,189
	R2	0,230	2,559	0,535	6,966	3,390	0,169
	R3	0,125	0,691	0,257			
	R4	0,100			1,498	0,053	0,026
média			6,099	0,298	5,749	2,411	0,128
T4	R1	0,105	1,225	0,249			
	R2	0,030			1,585	0,425	0,021
	R3	0,300			3,795	1,230	0,061
	R4	0,100	0,935	0,203			
média			1,080	0,226	2,690	0,827	0,041
Precipitação – 50 mm							
T1	R1	0,250	3,300	1,515	4,000	7,21	1,442
	R2	0,225	3,179	1,640	5,796	2,427	0,539
	R3	0,680	8,381	5,419	11,566	7,826	0,575
	R4	0,245	2,142	1,555	3,851	3,001	0,612
média			4,251	2,532	6,303	5,116	0,792
T2	R1	0,250	3,117	1,348	9,037	2,865	0,143
	R2	0,235	2,771	1,272	4,159	2,096	0,104
	R3	0,660	5,461	3,999	15,424	8,269	0,413
	R4	0,390	2,527	2,722	0,865	0,382	0,019
Trat.	Repetições	Volume - L	N	P	ST	SV	SF
média			3,469	2,335	7,371	3,403	0,169*a
T3	R1	0,230	2,378	1,240	5,545	3,079	0,153
	R2	0,530	5,554	4,388	20,124	7,446	0,372
	R3	0,600	7,077	2,511	12,144	8,490	0,424
	R4	0,230	2,346	0,962	4,721	3,312	0,165
média			4,339	2,275	9,714	6,346	2,811*b
Precipitação – 30 mm							
T4	R1	0,285	3,519	2,304	5,588	3,730	0,186
	R2	0,325	2,652	2,057	4,754	1,621	0,081
	R3	0,550	5,673	3,302	18,513	11,676	0,583
	R4	0,395	4,892	3,203	6,083	3,740	0,187
média			4,184	2,717	8,734	5,191	0,259

* - diferença significativa com 5%, pela aplicabilidade do teste de Tukey. Letras iguais médias iguais.

Anexo 3 – Análises Estatísticas

Análise de Variância (ANOVA)

NITROGÊNIO 80 mm - P O valor é 0,5501, considerado não significativo. A variação entre os meios coluna não é significativamente maior do que o esperado por acaso. Post testes não foram calculados porque o P valor foi superior a 0,05.

NITROGÊNIO 145 mm dados insuficientes para análise Estatística

NITROGÊNIO 30 mm - P O valor é 0,5620, considerado não significativo. A variação entre os meios coluna não é significativamente maior do que o esperado por acaso. Post testes não foram calculados porque o valor foi maior P que 0,05.

NITROGÊNIO 50 mm - P O valor é 0,9953, considerado não significativo.

A variação entre os meios coluna não é significativamente maior do que o esperado por acaso. Post testes não foram calculados porque o P valor foi superior a 0,05.

Fósforo 80 mm - P O valor é 0,2087, considerado não significativo. A variação entre os meios coluna não é significativamente maior do que o esperado por acaso. Post testes não foram calculados porque o valor foi maior P que 0,05.

Fósforo 145 mm - P O valor é 0,4864, considerado não significativo. A variação entre os meios coluna não é significativamente maior do que o esperado por acaso. Post testes não foram calculados porque o valor foi maior P que 0,05.

Fósforo 30 mm - P O valor é 0,2246, considerado não significativo. A variação entre os meios coluna não é significativamente maior do que o esperado por acaso.

Fósforo 50 mm - P O valor é 0,9146, considerado não significativo. A variação entre os meios coluna não é significativamente maior do que o

esperado por acaso. Post testes não foram calculados porque o valor foi maior P que 0,05.

ST 80 mm - P O valor é 0,0004, considerado extremamente significativo. A variação entre os meios coluna é significativamente maior do que o esperado por acaso.

comparações múltiplas - se o valor de q é maior que 4,256, então o valor P é menor que 0,05.

T1 vs T2 1,080 7,464 ** P <0,01

T1 vs T3 1,191 8,233 *** P <0,001

T1 vs T4 1,153 7,965 *** P <0,001

T2 vs T3 0,1113 0,8304 ns P > 0,05

T2 vs T4 0,07250 0,5412 ns P > 0,05

T3 vs T4 -0,03875 0,2893 ns P > 0,05

ST 145 mm - P O valor é 0,4239, considerado não significativo. A variação entre os meios coluna não é significativamente maior do que o esperado por acaso.

ST 30 mm - P O valor é 0,5167, considerado não significativo. Variação entre os meios coluna não é significativamente maior do que o esperado por acaso.

ST 50 mm - P O valor é 0,7692, considerado não significativo. A variação entre os meios coluna não é significativamente maior do que o esperado por acaso. Post testes não foram calculados porque o valor de P foi maior P que 0,05.

SV 80 mm - P O valor é 0,1018, considerado não significativo. A variação entre os meios coluna não é significativamente maior do que o esperado por acaso.

SV 145 mm - P O valor é 0,2675, considerado não significativo. Variação entre os meios coluna não é significativamente maior do que o esperado por acaso.

SV 30 mm - P O valor é 0,7928, considerado não significativo. A variação entre os meios coluna não é significativamente maior do que o esperado por acaso. Post testes não foram calculados porque o valor de P foi maior P que 0,05.

SV 50 mm - P O valor é 0,8107, considerado não significativo. A variação entre os meios coluna não é significativamente maior do que o esperado por acaso. Post testes não foram calculados porque o valor de P foi maior P que 0,05.

SF 80 mm - P O valor é 0,9100, considerado não significativo. A variação entre os meios coluna não é significativamente maior do que o esperado por acaso. Post testes não foram calculados porque o valor de P foi maior P que 0,05.

SF 145 mm - P O valor é 0,2508, considerado não significativo. A variação entre os meios coluna não é significativamente maior do que o esperado por acaso. Post testes não foram calculados porque o valor de P foi maior P que 0,05. SF 30 mm - P O valor é 0,2851, considerado não significativo. A variação entre os meios coluna não é significativamente maior do que o esperado por acaso. Post testes não foram calculados porque o valor de P foi maior P que 0,05.

SF 50 mm - P O valor é 0,0254, considerado significativo. A variação entre os meios coluna é significativamente maior do que o esperado por acaso.

Se o valor de q é maior que 4,199, então o valor P é menor que 0,05.

Comparação - Diferença q P valor

T1 vs T2 0,6223 4,652 * P <0,05

T1 vs T3 0,5135 3,839 ns P > 0,05

T1 vs T4 0,5328 3,983 ns P > 0,05

T2 vs T3 -0,1088 0,8131 ns P > 0,05

T2 vs T4 -0,08950 0,6692 ns P > 0,05

T3 vs T4 0,01925 0,1439 ns P > 0,05

A média do intervalo de confiança foi de 95 %

T1 - T2 0,6223 0,06064 1,184

T1 - T3 0,5135 -0,04811 1,075

T1 - T4 0,5328 -0,02886 1,094

T2 - T3 -0,1088 -0,6704 0,4529

T2 - T4 -0,08950 -0,6511 0,4721

T3 - T4 0,01925 -0,5424 0,5809

Assunção teste: Estarão os desvios padrões dos grupos iguais?

A ANOVA assume que os dados são recolhidos a partir de populações com idêntico EE. Esta hipótese é testada pelo método de Bartlett.

Bartlett - estatística (corrigido) = 4,244

O valor P é de 0,2363.

O teste de Bartlett sugere que as diferenças entre os EE não são significativas.

SF 145 mm - P O valor é 0,2508, foi considerado não significativo. A variação entre os meios coluna não é significativamente maior do que o esperado por acaso. Post testes não foram calculados porque o valor de P foi maior que 0,05.

SF 30 mm - P O valor é 0,2851, considerado não significativo. A variação entre os meios coluna não é significativamente maior do que o esperado por acaso. Post testes não foram calculados porque o valor de P foi maior que 0,05.

SF 50 mm - P O valor é 0,0254, considerado significativo. A variação entre os meios coluna é significativamente maior do que o esperado por acaso. Tukey-Kramer comparações múltiplas - se o valor de q é maior que 4,199 então o valor P é menor que 0,05.

Comparação Diferença q P valor

T1 vs T2 0,6223 4,652 * P <0,05

T1 vs T3 0,5135 3,839 ns P > 0,05

T1 vs T4 0,5328 3,983 ns P > 0,05

T2 vs T3 -0,1088 0,8131 ns P > 0,05

T2 vs T4 -0,08950 0,6692 ns P > 0,05

T3 vs T4 0,01925 0,1439 ns P > 0,05

A média do intervalo de confiança 95%

T1 - T2 0,6223 0,06064 1,184

T1 - T3 0,5135 -0,04811 1,075

T1 - T4 0,5328 -0,02886 1,094

T2 - T3 -0,1088 -0,6704 0,4529

T2 - T4 -0,08950 -0,6511 0,4721

T3 - T4 0,01925 -0,5424 0,5809

Assunção teste: Estarão os desvios padrões dos grupos iguais?

A ANOVA assume que os dados são recolhidos a partir de populações com idêntico EE. Esta hipótese é testada pelo método de Bartlett.

Bartlett - estatística (corrigido) = 4,244

O valor de P é 0,2363.

Logo, o teste de Bartlett sugere que as diferenças entre os EE não são significativas.