

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA - UNESP

CÂMPUS DE JABOTICABAL

**CONCENTRAÇÃO DE NUTRIENTES E QUALIDADE DA
ÁGUA DE ENXURRADA EM ENTRESSULCOS**

Vera Lucia da Silva Farias

Bióloga

2013

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA – UNESP

CÂMPUS DE JABOTICABAL

**CONCENTRAÇÃO DE NUTRIENTES E QUALIDADE DA
ÁGUA DE ENXURRADA EM ENTRESSULCOS**

Autor: Vera Lucia da Silva Farias

Orientador: Prof. Dr. Marcilio Vieira Martins Filho

Dissertação apresentada à Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias - UNESP, Câmpus de Jaboticabal, como parte das exigências para a obtenção do título de Mestre em Agronomia (Ciência do Solo)

F224c Farias, Vera Lucia da Silva
Concentração de nutrientes e qualidade da água de enxurrada em
entressulcos/ Vera Lucia da Silva Farias. -- Jaboticabal, 2013
v, f 46. : il. ; 29 cm

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista,
Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, 2013
Orientador: Marcilio Vieira Martins Filho
Banca examinadora: Carlos Eduardo Angeli Furlani, Millôr Godoy
Sabará
Bibliografia

1. Chuva simulada. 2. Cobertura vegetal. 3. Erosão. 4. Fósforo. I.
Título. II. Jaboticabal-Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias.

CDU 631.459

Ficha catalográfica elaborada pela Seção Técnica de Aquisição e Tratamento da Informação –
Serviço Técnico de Biblioteca e Documentação - UNESP, Câmpus de Jaboticabal.
e-mail: verlucbio@yahoo.com.br



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

CAMPUS DE JABOTICABAL

FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E VETERINÁRIAS DE JABOTICABAL

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO: CONCENTRAÇÃO DE NUTRIENTES E QUALIDADE DA ÁGUA DE ENXURRADA EM ENTRESSULCOS

AUTORA: VERA LUCIA DA SILVA FARIAS

ORIENTADOR: Prof. Dr. MARCILIO VIEIRA MARTINS FILHO

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de MESTRE EM AGRONOMIA (CIÊNCIA DO SOLO) , pela Comissão Examinadora:

Prof. Dr. MARCILIO VIEIRA MARTINS FILHO

Departamento de Solos e Adubos / Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias de Jaboticabal

Prof. Dr. CARLOS EDUARDO ANGELI FURLANI

Departamento de Engenharia Rural / Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias de Jaboticabal

Prof. Dr. MILLOR GOODOY SABARÁ

Universidade do Estado de Minas Gerais / Frutal/MG

Data da realização: 28 de fevereiro de 2013.

DADOS CURRICULARES DO AUTOR

VERA LÚCIA DA SILVA FARIAS- Filha de José Pedro da Silva e Lúcia Nonato da Silva. Nasceu no município de Bom Despacho - MG, em 08-06-1970. **CURSO DE GRADUAÇÃO:** Licenciatura em Biologia, Centro Universitário do Triângulo Mineiro (UNITRI), concluído em 2000; **PÓS-GRADUAÇÃO:** Latu Sensu em Análises Clínicas- Avanços Diagnósticos, área de concentração Ciências Biológicas, Faculdade de Medicina de São Jose do Rio Preto (FAMERP) concluído em 2008. **ATIVIDADES DOCENTES:** Faculdade Frutal (FAF-UNIESP), no período: de 2008 a data presente. Universidade do Estado de Minas Gerais (UEMG) no período: de 2009 até a data presente. Escola Estadual Geralda de Carvalho no período: de fevereiro 2013 até a data presente. **OUTRA ATIVIDADE:** Tutora presencial do Curso de Biologia, Universidade Federal de Minas Gerais, (UFMG).

*Se Eu fechar os céus,
e não houver chuva; ou se ordenar aos gafanhotos
que consumam a terra;
ou se enviar a peste entre o meu povo;
E se o meu povo, que se chama pelo Meu nome,
se humilhar, e orar,
e buscar a minha face e
se converter dos seus maus caminhos,
então
Eu ouvirei dos céus,
e perdoarei os seus pecados,
e sararei a sua terra.*

II Crônicas 7:13-14

*Ao maior tesouro da
minha vida: minha família.*

DEDICO

*A todos aqueles que se
sentem felizes por mais
uma vitória em minha vida.*

OFEREÇO

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, por me abençoar e capacitar diante de todos os passos da minha vida.

*À minha família, meu esposo Edvaldo Farias de Souza, meus filhos: Pedro e Luiza Farias da Silva Souza, por estarem sempre presentes na minha vida, me incentivando, me dando forças e transmitindo todo o amor deste mundo. **Amo vocês.***

À minha sogra, Nadir de Farias, pelo apoio com os meus filhos e minha casa.

À Primeira Igreja Batista em Frutal, por estar presente e em oração na minha vida.

À Universidade Estadual Paulista, UNESP, pelas grandes oportunidades de diálogo entre diversas áreas, conhecimentos, pessoas, que contribuíram para minha formação, não apenas acadêmica mas como experiência de vida e formação como “ser” humano em todas suas esferas.

À Faculdade Frutal pela oportunidade de desenvolvimento profissional.

À Universidade do Estado de Minas Gerais, UEMG, também, pela oportunidade de desenvolvimento profissional,

Ao Professor Marcílio Vieira Martins Filho, por sua orientação, e se disponibilizar sempre, tão atencioso e dedicado a responder minhas inquietudes e dúvidas que me afligiram durante um bom período no desenvolver deste trabalho.

Aos meus companheiros de trabalho, pela contribuição no desenvolvimento deste trabalho em discussões, como também em muitas risadas, e ótimas conversas deixando o dia-a-dia muito mais agradável.

E a todos aqueles que contribuíram direta ou indiretamente para a realização deste trabalho, agradeço de coração.

O meu,

Muito obrigada!

SUMÁRIO

| | Página |
|---|-----------|
| RESUMO..... | ii |
| ABSTRAT..... | iii |
| LISTA DE FIGURAS..... | iv |
| LISTA DE TABELAS..... | v |
| 1 INTRODUÇÃO..... | 1 |
| 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA..... | 3 |
| 2.1 Erosão hídrica do solo..... | 3 |
| 2.2 Impactos na qualidade da água | 4 |
| 2.3 Escoamento Superficial..... | 7 |
| 2.4 Eutrofização..... | 8 |
| 2.5 Concentrações e perdas de nutrientes na água do escoamento Superficial..... | 8 |
| 2.6 Parâmetros da qualidade da água..... | 10 |
| 3 MATERIAL E MÉTODOS | 16 |
| 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO..... | 22 |
| 4.1 Erosão em entressulcos..... | 22 |
| 4.2 Concentrações e taxas de enriquecimento por nutrientes presentes no sedimento erodido..... | 24 |
| 4.3 Concentrações e perdas de nutrientes na água da enxurrada | 27 |
| 5 CONCLUSÕES..... | 36 |
| REFERÊNCIAS..... | 37 |

CONCENTRAÇÃO DE NUTRIENTES E QUALIDADE DA ÁGUA DE ENXURRADA EM ENTRESSULCOS

RESUMO - A erosão entressulcos é considerada, dentre as formas de erosão hídrica, responsável pela degradação do solo reduzindo sua capacidade produtiva, em razão da perda de solo, água e nutrientes a ele associado por meio da enxurrada. O objetivo deste trabalho foi analisar as concentrações e perdas de nutrientes nos sedimentos e água da enxurrada em área sob cultivo de cana-de-açúcar com sistema conservacionista, considerando-se variáveis como fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), sódio (Na), matéria orgânica (MO), razão de adsorção de sódio (RAS), demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5^{20}), condutividade elétrica (CE), pH e a turbidez. A presença de resíduos de cana-de-açúcar em superfície alterou a hidráulica do escoamento reduzindo as perdas de solo e água por erosão em entressulcos. Considerou-se que uma concentração de K superior a $2,0 \text{ mg L}^{-1}$ presente na água é crítica para fins de irrigação. Deste modo, a água da enxurrada para todos os tratamentos apresentaram concentrações de K superiores ao referido valor ($7,2$ a $8,2 \text{ mg L}^{-1}$). As concentrações de P na água da enxurrada podem ser consideradas críticas para fins de irrigação e início de eutrofização da água. Quanto a RAS, CE, DBO_5^{20} , turbidez e pH foi possível afirmar que a água proveniente da enxurrada, devido a processo de erosão em entressulcos, classifica-se nos limites estabelecidos pela Resolução Conama nº 375/2005 para corpos de água doce de Classe I.

Palavras-chave: chuva simulada, cobertura vegetal, erosão, fósforo

CONCENTRATION OF NUTRIENTS AND WATER QUALITY INTERRILL RUNOFF

ABSTRACT – The interrill erosion is considered among the forms of water erosion, soil degradation responsible for reducing its production capacity due to the loss of soil, water and nutrients associated with it through the flood. The objective of this study was to analyze the concentration and losses nutrients in runoff water and sediments in areas under cultivation of cane sugar with conservation systems, analyzing environmental variables in ecosystems, such as the concentration of total forms of phosphorus (P), potassium (K), calcium (Ca), magnesium (Mg), sodium (Na), organic matter (OM), sodium adsorption ratio (SAR), biochemical oxygen demand (DBO_5^{20}), pH and turbidity in the runoff water. It is considered that a concentration of K exceeding 2.0 mg L^{-1} present in water is critical for irrigation purposes. Thus, runoff water for all treatments had concentrations greater than the said value (7.2 mg L^{-1} to 8.2 mg L^{-1}). The presence of residues of sugar cane surface reduces water loss by interrill erosion; concentrations of K and P in runoff water can be considered critical for irrigation and early water eutrophication. As the RAS, CE, BOD5, turbidity and pH was possible to say that the water from runoff due to interrill erosion process, falls within the limits established by CONAMA Resolution N° 375/2005 for freshwater bodies Class I.

KEYWORDS: rainfall simulated, soil loss, erosion, phosphorus

LISTA DE FIGURAS

| Figura | | Página |
|-----------------|---|---------------|
| Figura 1 | Parcelas experimentais a) sem cobertura e b) 100% de cobertura..... | 18 |
| Figura 2 | Processo de erosão em entressulcos em função da cobertura por resíduos de cana-de-açúcar..... | 23 |
| Figura 3 | Concentração de fósforo na água em função da taxa de descarga da enxurrada..... | 29 |
| Figura 4 | Demanda bioquímica de oxigênio aos 5 dias (DBO_5^{20}) da água da enxurrada, em função da cobertura do solo por resíduos de cana-de-açúcar..... | 33 |
| Figura 5 | Turbidez da água da enxurrada em função da cobertura do solo por resíduos de cana-de-açúcar..... | 34 |

LISTA DE TABELAS

| Tabela | | Página |
|-----------------|--|---------------|
| Tabela 1 | Atributos químicos do solo na profundidade 0,00 a 0,20m..... | 16 |
| Tabela 2 | Atributos físicos do solo na profundidade 0,00 a 0,20m..... | 16 |
| Tabela 3 | Características hidráulicas do fluxo superficial em entressulcos | 24 |
| Tabela 4 | Concentrações de nutrientes no sedimento erodido em função da percentagem de cobertura do solo..... | 25 |
| Tabela 5 | Taxas de enriquecimento do sedimento erodido por matéria orgânica (MO) e nutrientes (P, K, Ca e Mg)..... | 26 |
| Tabela 6 | Taxas de enriquecimento do sedimento erodido por matéria orgânica (MO) e nutrientes (P, K, Ca e g)..... | 27 |
| Tabela 7 | Perdas de água, taxa de descarga e Concentrações de nutrientes na água da enxurrada em função da cobertura do solo por resíduos de cana de açúcar..... | 28 |
| Tabela 8 | Perdas de nutrientes na água da enxurrada..... | 31 |
| Tabela 9 | Atributos relativos a qualidade da água..... | 32 |

1 INTRODUÇÃO

A erosão hídrica do solo é uma questão relevante uma vez que provoca a degradação do solo e da água por meio do escoamento superficial, reduzindo a camada superficial, retirando nutrientes e matéria orgânica, podendo causar danos irreparáveis ao meio ambiente, tais como: assoreamento e poluição das fontes de água causando a eutrofização dos corpos de água.

A adoção de boas práticas de manejo do solo traz benefícios importantes, como o aumento da matéria orgânica, e o aumento da cobertura do solo, protegendo-o contra a erosão. Na área agrícola preparada convencionalmente o índice de degradação do solo é maior, possibilitando o aumento do escoamento superficial. Desta forma, há um aumento na suscetibilidade do solo à erosão do solo e uma consequente perda na qualidade da água.

A adoção de práticas conservacionistas tende a melhorar as características físicas, químicas e biológicas do solo. A presença de uma cobertura vegetal no solo apresenta efeito importante no controle da erosão, amenizando a força de impacto das gotas da chuva quando chegam ao solo, evitando assim a desagregação das partículas e a formação de selo superficial. Desta maneira, o sistema de colheita das culturas, mantendo os resíduos vegetais sobre o solo, como no caso da colheita mecanizada da cana-de-açúcar, torna-se uma das práticas mais importantes e com papel decisivo no controle da erosão provocada pela enxurrada da chuva.

Os nutrientes existentes no solo, especialmente na sua camada superficial, em razão muitas vezes, devido à aplicação desnecessária ou intensiva de fertilizantes levemente incorporados na superfície do solo, são transportados tanto adsorvidos aos sedimentos erodidos quanto solubilizados na água, o que faz com que este processo se torne uma das maiores fontes de poluição difusa da água, por meio do escoamento superficial.

A quantidade de sedimentos e nutrientes transportados pela enxurrada pode ser um indicativo dos danos provenientes da erosão hídrica ao solo e corpos d'água, pois as características da qualidade d'água são oriundas dos ambientes de origem, por onde percolam ou são armazenadas.

A progressiva intensificação das atividades agrícolas, principalmente em área canavieira, tem exigido a utilização de maneira intensiva e em demasia de

fertilizantes fosfatados e potássicos em muitos casos, para garantir a produção agrícola. Isto tem mudado significativamente a dinâmica dos ecossistemas naturais, devido a um aumento dos níveis de nutrientes na superfície do solo e consequentemente das suas concentrações no escoamento superficial (MARTINS FILHO et al., 2009).

É conhecido, segundo Klein; Agne (2012), que com a elevação do potencial de perdas de fósforo, ocorre um aumento do potencial de eutrofização dos mananciais hídricos, prejudicando o uso da água para diversos fins. Essa crescente deterioração na qualidade da água dos mananciais, devido ao escoamento superficial enriquecido com nutrientes, vêm proporcionando a busca por mecanismos para a conservação dos mananciais e redução dos impactos ambientais (KLEIN ; AGNE 2012).

Como destaque no agronegócio do Brasil e por ser o cultivo de cana-de-açúcar realizado em vários ambientes e com sistemas de manejos diversos, há uma preocupação emergente quanto ao provável impacto ambiental decorrente desta atividade na qualidade da água nos agroecossistemas.

Pelo exposto acima, o objetivo deste trabalho foi analisar a concentração e as perdas de nutrientes no sedimento e na água da enxurrada em entressulcos, em área sob cultivo de cana-de-açúcar com resíduos em superfície, considerando-se variáveis ambientais como a concentração fósforo (P), potássio(K), cálcio (Ca) e magnésio (Mg) no sedimento e na água, e sódio (Na), razão de adsorção de sódio (RAS), demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5^{20}), pH e a turbidez na água.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Erosão hídrica do solo

O solo é um recurso primordial, componente indispensável na produção de culturas e não renovável na escala de tempo humana. Sua qualidade de múltiplas interações, entre os componentes físico-químicos e biológicos, está sendo ameaçada por danos irreversíveis comprometendo este recurso para as gerações futuras (BERTONI ; LOMBARDI NETO, 2008).

A degradação do solo acontece no momento em que a vegetação nativa, a fauna e a camada fértil do solo são destruídas ou removidas, o sistema hídrico é alterado e a qualidade ambiental é comprometida, tornando-se inviável à exploração sócio- econômica (SIQUEIRA et al., 2007).

Os processos degradativos do solo estão ligados à degeneração das suas características e atributos físicos, químicos e biológicos que garantem a boa qualidade do solo. Os principais processos causadores da degradação do solo são: perdas e lixiviação de nutrientes, mudanças na estrutura, porosidade, permeabilidade e densidade do solo, resultando assim em erosão (SIQUEIRA et al., 2008).

A erosão é um fenômeno complexo e uma das formas mais prejudiciais que reduz a capacidade produtiva do solo e das culturas. Este fenômeno ocorre devido à desagregação das partículas superficiais do solo, em consequência do impacto das gotas da chuva ou pela ação erosiva do escoamento superficial (FOSTER,1982; COGO et al., 2003; BEZERRA; CANTALICE, 2006). Por sua vez o escoamento ao entrar nos corpos d'águas superficiais, pode acelerar a degradação dos recursos hídricos.

Guth (2010) ressaltou que há fatores de erosão e inter-relações entre eles que são determinantes da taxa de erosão hídrica do solo. Tais fatores são: o clima, a precipitação pluviométrica, a erodibilidade do solo, a topografia, notadamente o grau do declive e o comprimento de rampa e a cobertura vegetal e o manejo do solo.

A manutenção da cobertura vegetal, em contato com a superfície do solo, exerce um papel protetor, fazendo com que a remoção de solo seja lenta, devido ao aumento da rugosidade hidráulica, o que reduz a velocidade e a profundidade do

fluxo do escoamento superficial (FOSTER 1982; BEZERRA; CANTALICE 2006; CANTALICE et al. 2009). Braida e Cassol (1999) observaram que o solo com a superfície coberta por resíduos vegetais possuía uma alta eficiência no controle da erosão. Entretanto, essa eficiência está condicionada a quantidade de resíduos na superfície do solo e não no tipo utilizado.

Martins Filho et al.(2009), em área cultivada com cana-de-açúcar e palhada mantida sobre a superfície do solo, observaram que as infiltrações de água no solo foram maiores nas áreas com 50% e 100% de cobertura por resíduos vegetais. Nestas condições de cobertura da superfície do solo, 50% e 100%, respectivamente, a erosão do solo foi reduzida em até 68% e 89% em relação ao solo descoberto. Portanto, o manejo adequado deve englobar um conjunto de práticas agrícolas que proporcione um equilíbrio entre a máxima retenção de água das chuvas, velocidade de infiltração e capacidade de armazenamento de água no solo, proporcionando boas condições físicas, químicas e biológicas ao solo para o desenvolvimento de culturas (CARVALHO, 2009).

Tem sido observado, em algumas áreas canavieiras, devido ao sistema de manejo com um menor número de operações de cultivo, com colheita mecanizada quando não há despalha pelo fogo, que a proteção oferecida pela camada de resíduos vegetais sobre a superfície do solo, mesmo com as aplicações de fertilizantes e corretivos sobre a superfície do solo, uma redução no potencial das perdas de produtos químicos transportados em solução no fluxo de enxurrada (ROMERO, 2009; SOUSA et al, 2012).

Martins Filho et al.(2009) e Silva et al.(2012) afirmaram, sob o ponto de vista da conservação do solo e da água, que a colheita mecanizada deva ganhar mais espaço no setor canavieiro no estado de São Paulo, com o benefício de fomentar a manutenção da cobertura do solo com resíduos vegetais, principalmente em áreas com solos mais susceptíveis à erosão, a fim de evitar o impacto das gotas de chuva contra a superfície do solo e dissipar a sua energia, evitando a desagregação das partículas e a formação do selamento superficial, conseqüentemente a erosão.

2.2 Impactos na qualidade da água

A água é um recurso utilizado pelo homem para diversas finalidades como uso urbano, industrial e agrícola e, conseqüentemente, estes podem implicar na sua degradação qualitativa e na redução da disponibilidade hídrica, resultando no comprometimento do seu uso.

O conhecimento do estado das águas, no Brasil e no mundo, permite não somente auxiliar na definição de usos pretendidos como também avaliar sua qualidade e indicar quais atividades humanas e fontes de poluição que podem causar sua degradação, bem como aquelas observadas por diversos autores (DONADIO et al., 2005; STIGTER et al., 2006; ANDRADE et al., 2007; MENEZES et al., 2009; WILLIAMSON et al., 2008; O'GEEN et al., 2010).

O grau de pureza da água é definido por suas características físicas, químicas e biológicas (SPERLING, 2005; ESTEVES, 1998), o qual determina as diferentes finalidades para a utilização da água (MERTEN; MINELLA, 2002).

No Brasil, os padrões de qualidade das águas e seus variados tipos de uso são determinados pela Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005, que classifica as águas nacionais quanto à salinidade em doces, salinas e salobras. Considera-se a referida classificação das águas doces, salobras e salinas é essencial à defesa de seus níveis de qualidade. Tais níveis de qualidade são avaliados por condições e padrões específicos, de modo a assegurar seus usos preponderantes, para que o seu devido uso não represente risco a saúde pública, nem ao equilíbrio ecológico aquático (BRASIL, 2005).

A necessidade crescente do acompanhamento das alterações da qualidade da água se dá devido ao uso intenso da água e a poluição gerada, por diversos fatores como o clima, a cobertura vegetal, a topografia, a geologia, o tipo, o uso e o manejo do solo da bacia hidrográfica comprometendo os padrões de qualidade adequados aos respectivos usos (ARAUJO e SANTAELLA, 2003; BRAGA, PORTO e TUCCI, 2006; O'GEEN et al., 2010). Diante do exposto, a qualidade da água é consequência da atuação antrópica, de forma concentrada ou dispersa, por fenômenos naturais, e pelo escoamento superficial resultante da precipitação atmosférica (SPERLING, 2005).

Os diversos poluentes lançados nos corpos d'água são divididos quanto a origem em fonte pontual e difusa. As fontes pontuais de poluição são caracterizadas

por uma descarga concentrada, como os sistemas de esgoto sanitário urbano não tratado ou parcialmente tratado e descargas industriais (SPERLIN, 2005). Já a poluição difusa é considerada um problema mundial que afeta a segurança do abastecimento de água potável e os habitats aquáticos, pois são provenientes de pontos múltiplos e de difícil identificação, os poluentes são introduzidos e distribuídos ao longo do corpo d'água, cuja origem pode ser de natureza urbana, atmosférica ou rural (O'GEEN et al., 2010; SPERLIN, 2005).

Em áreas urbanas, a composição da poluição é complexa – de metais e óleos a sólidos. Já a poluição de natureza atmosférica é resultante das atividades poluidoras das regiões metropolitanas por queima de combustíveis fósseis e na área rural, a poluição difusa é devida, à drenagem pluviométrica de solos agrícolas e ao fluxo de retorno da irrigação, sendo associada aos sedimentos (carreados quando há erosão do solo), aos nutrientes (nitrogênio e fósforo) e aos defensivos (SPERLIN, 2005).

De acordo com Dowd et al. (2008), fontes difusas de poluição, principalmente de origem agrícola, são a principal causa de degradação da qualidade da água. Por meio da precipitação e do escoamento superficial, principalmente em área agrícola, os poluentes chegam até os corpos hídricos e se concentram. O uso do solo de maneira incorreta pode influenciar de forma significativa nas características físicas, químicas e biológicas da água (SPERLIN, 2005; AMADI et al. 2012). Menezes et al. (2009), em trabalho realizado na Bacia Hidrográfica do Rio São Domingos - RJ, os resultados apontaram que o comprometimento da qualidade das águas foi influenciado pela prática agrícola.

De acordo com Lopes et al. (2007), a qualidade das águas sofre interferências negativas em consequência das atividades antrópicas desenvolvidas em solos de bacias hidrográficas, sem práticas e sistemas de manejo adequadas e planejamento de controle de seus efeitos, favorecendo assim o surgimento e intensificando o processo erosivo do solo e de poluição.

O manejo do solo de forma inadequada proporciona um enorme impacto no meio aquático, devido ao aumento dos sedimentos em suspensão na água, interferindo na redução da concentração de oxigênio dissolvido (OD), redução da vida aquática e acelerando o assoreamento (TUNDISI et al. 2006).

Com o aparente crescimento econômico, a região noroeste paulista, praticamente tomada por atividades agrícolas, principalmente pelo cultivo da cana-de-açúcar, destaca-se pela necessidade de avaliação da qualidade e da disponibilidade de água utilizada pelos sistemas de irrigação, para assegurar a produtividade das culturas principalmente fora de época (SANTOS; HERNANDEZ, 2013).

2.3 Escoamento Superficial

O escoamento superficial é considerado um dos principais meios de contaminação dos corpos d'água superficiais em consequência do transporte de sedimentos e substâncias químicas e orgânicas. Esta contaminação pode ocorrer de forma direta ou imediata no caso das substâncias químicas e orgânicas e a longo prazo, os materiais sólidos (OLIVEIRA, 2005).

De acordo com Telles; Domingues (2006) o escoamento superficial, carreando agroquímicos dissolvidos ou adsorvidos em partículas de solo, ocasiona poluição dos corpos d'água, comprometendo a vida aquática no processo produtivo.

O'Geen et al. (2010) atribuíram as atividades agropecuárias a responsabilidade, em muitos casos, pela poluição das águas devido ao escoamento superficial, principalmente em solos com processos erosivos acelerados, devido ao transporte veiculado de substâncias químicas e orgânicas, bem como a liberação de elevadas cargas sedimentos para os corpos d'água.

O escoamento superficial ao transportar e depositar sedimentos em áreas em que o nível de base da drenagem permite um processo deposicional, o que origina o assoreamento, fenômeno que ocorre quando há a diminuição da velocidade e da turbulência das águas, levando à perda da capacidade de transporte e consequentemente deposição de forma contínua ou gradual dos sedimentos (SAUNITI; FERNANDES e BITTENCOURT, 2004).

Em áreas de intensa atividade agrícola, além de contribuir com o processo de assoreamento, o escoamento superficial transporta uma grande quantidade de nutrientes, provenientes de fertilizantes, acelerando desta forma a eutrofização de corpos de água (SOUZA, 2005). No processo de eutrofização justifica-se a adoção de medidas de controle da entrada de P e N no meio aquático, pois segundo Merten;

Minella (2002) os nutrientes transportados pelo escoamento superficial, podem alterar e comprometer a saúde do ecossistema.

Cassol et al. (2004); Bezerra e Cantalice (2006) observaram que as características do escoamento superficial gerado pela chuva em solos com presença de resíduos vegetais, soja e cana-de-açúcar, sofreram alterações como a redução da velocidade e o aumento da resistência e da altura da lâmina do escoamento pela interposição física dos resíduos ao escoamento, o que reduziu as taxas de desagregação do solo.

2.4 Eutrofização

A eutrofização é um processo oriundo da entrada de nutrientes nos corpos d' água, conhecido também por "fertilização das águas". Este fenômeno é ocasionado pela entrada de nutrientes, principalmente o fósforo e o nitrogênio nos mananciais hídricos, ocasionando o desequilíbrio ecológico. Estes nutrientes são oriundos de efluentes não tratados adequadamente e pelo processo de escoamento superficial em áreas urbanas ou de intensa atividade agrícola e pecuária (CARPENTER,1998; ARAUJO e SANTAELLA, 2003).

A eutrofização pode ser natural ou artificial. O processo de eutrofização natural, é um processo lento e contínuo, visto que um recurso hídrico poderá demorar séculos para eutrofizar (ESTEVES, 1998; ARAUJO e SANTAELLA, 2003). O processo artificial ocorre quando há ação antrópica (ESTEVES, 1998).

Para Esteves (1998); Bertol (2005), os efeitos da eutrofização artificial, podem ser considerados uma reação em cadeia, que por sua vez, se refletem na biodiversidade aquática e sobre o ser humano, em especial nos aspectos da saúde e lazer, e no campo econômico.

De acordo com Tundisi; Tundisi e Rocha (2006), a eutrofização tem sido intensificada com o aumento rápido das atividades agrícolas e industriais, produzindo grandes modificações na vida aquática dos rios, represas e lagoas marginais.

2.5 Concentrações e perdas de nutriente na água do escoamento superficial

Nos sistemas conservacionistas, as perdas de nutrientes poderão ser consideravelmente elevadas. Isto ocorre devido o não revolvimento da camada superior do solo, acumulando nutrientes na camada superficial do solo, uma vez que na superfície do solo estes são facilmente transportados pela enxurrada (SHARPLEY et al., 1994). Bertol et al. (2007) afirmaram que as perdas de adubos por ano, por meio da erosão hídrica são relativamente altas.

As perdas de nutrientes pelo escoamento acontecem por dessorção e dissolução dos nutrientes, provenientes da adubação, orgânica e mineral e dos resíduos culturais. A retirada dos nutrientes do solo é realizada pelas partículas finas presentes na enxurrada, que adsorvem estes nutrientes dissolvidos na água, reduzindo sua concentração na forma solúvel e, elevando sua concentração na forma particulada, principalmente de nutrientes com elevada capacidade de retenção no solo (SHARPLEY et al., 1994).

As perdas de água e nutrientes pela erosão hídrica tem um papel relevante na redução da capacidade produtiva do solo (SCHICK et al., 2000), degradação ambiental e prejuízo econômico para a sociedade (CARDOSO, 2012). Os diferentes sistemas de manejo influenciam a qualidade e sustentabilidade dos agroecossistemas. O manejo do solo é um fator inerente às perdas de solo, água e nutrientes em função da erosão hídrica (THOMAZINI et. al., 2012).

Os nutrientes aplicados através das adubações se concentram na superfície do solo, se associam as partículas do solo facilitando suas perdas por meio do escoamento superficial (BERTOL, 2005;).

As perdas de nutrientes por erosão são influenciadas pela concentração, tipo, local, profundidade e o modo de aplicação dos fertilizantes e corretivos no solo (MARTÍNEZ-CASANOVAS & RAMOS, 2004; BERTOL, et al. 2011), além disto, o preparo e o manejo do solo também estão correlacionados com estas perdas, que aumentam de forma acelerada, quando se faz uso de práticas inadequadas (PANACHUKI et al., 2011).

Segundo Kuhn et al. (2010), a retirada dos nutrientes por meio da enxurrada, torna-se seletivo, visto que as partículas mais finas do solo, silte, argila e matéria orgânica , ricas em nutrientes são suscetíveis às perdas dos agregados e partículas maiores do solo.

O empobrecimento do solo aumenta com as perdas de nutrientes por erosão hídrica, contaminando os corpos d'água, por sua vez, ao serem mantidos nos solos cultivados, estes nutrientes podem representar economia ao setor agropecuário (SOUSA, 2012).

2.6 Parâmetros de Qualidade da Água

Os padrões de qualidade são constituídos por um conjunto de parâmetros e seus respectivos limites, a serem considerados na avaliação da qualidade da água contemplando o conjunto de características físicas, químicas e biológicas, aquilatando-se a qualidade da água para um determinado fim (ALMEIDA, 2010).

A condutividade elétrica (CE) é uma medida da capacidade de uma solução aquosa de transportar uma corrente elétrica. Esta capacidade está relacionada como a presença de íons na sua concentração total, mobilidade, valência e temperatura (EATON et al. 2005). Prado (2004) verificou que no meio aquático a capacidade de condução elétrica está ligada a temperatura, ao pH e a composição iônica. Desta forma, a limnologia segue como padrão a temperatura de 25°C para leitura da condutividade elétrica.

Nos processos dos ecossistemas aquáticos, como a produção primária e a decomposição, a variação da CE fornece informações as quais podem auxiliar na identificação de fontes poluidoras e de diferenças geoquímicas entre os afluentes (PRADO, 2004).

Bertol et al.(2007) afirmaram que a condutividade elétrica da enxurrada evidencia a necessidade de controlar o escoamento superficial, mesmo em regiões sob sistema de plantio direto, devido a entrada de fertilizantes e pesticidas em um manancial aumentar as concentrações iônicas alterando assim , a condutividade elétrica da água (MOSCA, 2003).

Em regiões apresentando solo degradado, a concentração de matéria orgânica e as constantes adubações, têm uma correlação muito forte com os valores de CE e concentração de sais dissolvidos nos corpos d'água (BARBOZA, 2010).

A condutividade elétrica da água é o parâmetro mais empregado para avaliar a salinidade da água, a qual corresponde à medida da capacidade dos íons

presentes na água em conduzir eletricidade e cresce proporcionalmente ao aumento da concentração dos sais (RIBEIRO; MAIA; MEDEIROS, 2005).

A transparência de um corpo natural de água é de suma importância e determina também sua condição e produtividade. Esta transparência pode ser avaliada pela turbidez. A turbidez é definida através da dificuldade que um feixe de luz encontra para atravessar certa quantidade de água, proporcionando uma aparência turva à mesma. Através do turbidímetro ou nefelômetro é feita a medição da turbidez, comparando o espalhamento de um feixe de luz ao passar pela amostra com o de um feixe de igual intensidade, ao passar por uma suspensão padrão (EATON et al., 2005; TELLES e DOMINGES, 2006).

Os agentes causadores de turbidez na água podem ser engendrados a partir de fontes difusas ou pontuais. As águas de corpos d'água superficiais apresentam, em geral, baixa turbidez, que é variável em função precipitação associada à erosão acelerada e, devido ao carreamento dos sedimentos pelo escoamento superficial (LOPES et al., 2007).

Donadio et al. (2005) verificaram que os valores para turbidez em corpos d'água são maiores em áreas agricultáveis do que em áreas florestadas. Para Raposo et al. (2009), a turbidez é considerada uma das variáveis importantes para monitoramento de impactos ambientais em bacias hidrográficas, pois esta variável, na maioria das vezes, consequência da intensificação da agricultura, torna-se, uma ferramenta, relevante para análise dos cursos d'água.

As medidas do pH são importantes pois fornecem informações sobre a acidez, alcalinidade e neutralidade da água. A medida de acidez ou alcalinidade de uma solução ocorre através do potencial hidrogeniônico (pH). A determinação do pH é feita através do método eletrométrico, utilizando-se para isso um peagâmetro digital (EATON et al., 2005).

Santos ; Borges (2012), verificaram que no município de Anápolis, houve variações para o pH em regiões próximas a atividade agrícolas. Silva; Sousa e Kayano (2007) afirmaram que o pH da água superficial reflete o tipo de solo percorrido pelo escoamento superficial. Isto ocorre no momento em que a matéria morta a ser decomposta, entra no corpo d'água, produzindo ácidos húmicos durante a decomposição (CIOTTA et al., 2004). A redução do pH em lagos de água doce,

resulta em grandes modificações no ecossistema aquático eliminando espécies mais sensíveis (DAJOZ, 2005).

O fósforo (P) é um elemento com baixa solubilidade na água e baixa mobilidade no solo (Hernani et al., 1999), o qual se encontra adsorvido aos sedimentos erodidos, resultando em maiores perdas de P com o transporte dos sedimentos pelo escoamento superficial (BERTOL, et al. 2004). O P transportado pelo escoamento superficial pode ocorrer de diversas maneiras, pois a água pode transportar materiais orgânicos, inorgânicos e partículas em suspensão. Isto ocorre devido ao fato do P estar fortemente adsorvido aos minerais de argila, especialmente aos óxidos de ferro e alumínio, e, ou, complexados à matéria orgânica, e possuir baixa mobilidade no solo facilitando sua remoção junto com os sedimentos erodidos (COGO et al. 2003; KLEIN ; AGNE, 2012). Provavelmente, deste fato resulte ser sua recomendação de aplicação, por vezes, maior que a necessidade da cultura.

Em diversos países existe uma falta de equilíbrio na utilização de fertilizantes, alguns fazem uso em excesso, caso da China, causando impactos ambientais. Contudo em outros países, como o Quênia, quantidades abaixo das exigidas pelas culturas são utilizadas, empobrecendo o solo e diminuindo a qualidade nutricional da população (VITOUSEK et al., 2009).

No Brasil utiliza-se de grande quantidade de fertilizantes industriais na busca de alta produtividade agrícola, sem preocupação com o estado de degradação do solo ou do seu avançado grau de intemperismo (KLEIN; AGNE, 2012).

No Brasil a legislação do CONAMA 375/2005, não considera o P como agente contaminador do solo, devido a sua baixa mobilidade, quando comparado com outros elementos como o nitrogênio (N). Em razão disto, as perdas de P por percolação em solos agricultáveis são consideradas insignificantes, incentivando assim o agricultor a pensar que a adubação fosfatada deva obedecer a critérios produtivos e econômicos, não ambientais. Esta legislação determina que o valor máximo de P total na água é de 0,020 mg L⁻¹ em ambiente lântico; 0,025 mg L⁻¹ em ambiente intermediário e tributários diretos de ambiente lântico para corpos de água doce de Classe 1 (BRASIL, 2005). Na Classe 2, 0,30 mg L⁻¹ em ambiente lântico; 0,50 mg L⁻¹ em ambiente intermediário e tributários diretos de ambiente lântico, 0,1 mg L⁻¹ em ambiente lótico e tributários de ambientes intermediários, nas classes 1 e

2 (BRASIL, 2005). Para água doce de Classe 3, os valores são de $0,050 \text{ mg L}^{-1}$ para ambiente lêntico; $0,075 \text{ mg L}^{-1}$ para ambiente intermediário e tributários diretos de ambiente lêntico, e $0,15 \text{ mg L}^{-1}$ para ambiente lótico e tributários de ambientes intermediários (BRASIL, 2005).

Com aplicação em excesso o P é considerado um grande poluente de corpos hídricos, através do escoamento superficial, causando o enriquecimento excessivo e estimulando o crescimento de macrófitas aquáticas e fitoplacton, aumentando desta forma o consumo de oxigênio e causando a morte de outros organismos (KLEIN; AGNE, 2012).

A concentração de P no escoamento, em áreas submetidas a sistemas conservacionistas e adubações fosfatadas, sofreu um aumento. Contudo, em áreas de cultivo de cana-de-açúcar, a perda de fósforo nos sedimentos erodidos decresceu à medida que a quantidade de palhada na superfície do solo aumentou, segundo DANIEL et al. (1994). As medidas de controle do impacto ambiental, quanto a utilização do P, nas áreas com exploração agrícola, se limitam a utilização de formas adequadas de controle das perdas de nutrientes (RESENDE, 2002).

Quanto à eutrofização das águas, se torna possível solucionar o problema com estratégias que evitem a chegada do P às águas superficiais, em áreas agrícolas, com o uso de práticas conservacionistas e estabelecendo-se a distâncias para as aplicações de P em relação aos corpos hídricos. Outra estratégia é diminuir o escoamento superficial e realizar a aplicação do nutriente na linha de semeadura (KLEIN ; AGNE, 2012).

Em alguns espaços agrícolas, outra prática conservacionista, de acordo com Souza et al. (2012), para recuperar o P adicionado ao solo, seria o uso de sistemas de cultivos anuais com pastagem, aplicando quantidade única de P e realizando cultivos sucessivos sem manutenções anuais de acordo como sistema.

O principal uso dos sais de potássio é na agricultura. COGO et al. (2003) ressaltou que a perda de potássio (K) do solo por erosão hídrica está mais associada ao sedimento, sendo sua concentração na água do escoamento superficial na maioria das vezes baixa. Tais resultados divergem dos obtidos por Bertol et al. (2004), os quais relataram que em virtude da aplicação de fertilizantes no solo, a concentração de K na água do escoamento foi considerada alta em diferentes tratamentos e cultivos.

Os teores de potássio (K) nos sedimentos erodidos estão relacionados diretamente com a composição química de suas fontes de origem. Além disto, Bartz (2012) afirmou que após um episódio de chuva, ocorre a lavagem do potássio do tecido das plantas, sendo este depositado na camada superficial do solo, o que influencia o aumento da sua concentração na água da enxurrada

Thomazini et al. (2012) estudaram áreas sob o cultivo do café, em sistemas conservacionistas e convencionais, e verificaram que o potássio (K) foi o nutriente que teve maiores perdas nos sistemas, da ordem de 0,17 a 33 g/ha, respectivamente.

Dentre as variáveis que influenciam a qualidade das águas superficiais, Almeida Neto et al. (2009) citaram a razão de adsorção de sódio (RAS). Este parâmetro é utilizado para determinar a qualidade da água de irrigação, assim como a salinidade da água, tendo em vista que elas afetam a disponibilidade de água para a cultura. A RAS é uma variável que, juntamente com a salinidade da água, influencia a taxa de infiltração da água no solo e a toxicidade por Na, o que pode alterar a produtividade das culturas mais sensíveis.

Nutrientes como Cálcio (Ca) e Magnésio (Mg) presentes na água do escoamento superficial, em consequência da erosão hídrica, representam perda econômica, visto que os fertilizantes e corretivos foram aplicados no solo (MARTÍNEZ-CASANOVAS ; RAMOS, 2004).

Silva et al. (2012) demonstrou, com solo descoberto e coberto por resíduos de cana-de-açúcar, que as concentrações dos nutrientes cálcio e magnésio nos sedimentos carregados pelo escoamento superficial são maiores quando o solo está exposto, em relação as parcelas com uso da palhada. Os referidos autores verificaram que a cobertura do solo teve um efeito benéfico no controle da erosão e, ainda, que para minimizar a perda destes nutrientes foi necessário manter um mínimo de 25% de cobertura por palhada de cana-de-açúcar sobre o solo.

O Cálcio tanto no solo como na água, tem também a função de corrigir o pH, neutralizar a toxicidade de alguns elementos (Al, Mn, Na e Mg) e reduzir a relação de adsorção de sódio (RAS), proporcionando desta forma uma melhor estabilidade estrutural do solo (AYERS ; WESTCOT, 1991). Altos níveis de sais nas águas de irrigação, tanto são prejudiciais ao desenvolvimento das culturas como causam a obstrução dos sistemas de irrigação (ALMEIDA,, 2010).

Entre os parâmetros usados para a classificação da qualidade de águas superficiais ressalta-se a demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_5^{20}), pois esta avalia a quantidade de oxigênio dissolvido (OD) em mg L^{-1} de O_2 consumido por organismos aeróbicos degradantes da matéria Orgânica (ROCHA; ROSA; CARDOSO, 2009). Portanto, a DBO_5^{20} é um parâmetro da qualidade da água que, de certa forma, quantifica a poluição orgânica pela depleção do oxigênio, que poderá conferir condição anaeróbica ao ecossistema (ROCHA; ROSA; CARDOSO, 2009).

A Resolução CONAMA 357/2005, como citado anteriormente, estabelece padrões para classificação das águas em classes, em função de características físico-químicas e microbiológicas, e um dos parâmetros diferenciais é a DBO_5^{20} . Rios Classe 1 devem apresentar $DBO_5^{20} < 3 \text{ mg L}^{-1}$, rios Classe 2 devem apresentar $DBO_5^{20} < 5 \text{ mg L}^{-1}$ e rios Classe 3 devem apresentar $DBO_5^{20} < 10 \text{ mg L}^{-1}$ de O_2 .

3 MATERIAL E MÉTODOS

A área de estudo localiza-se no nordeste do Estado de São Paulo, no Município de Guariba, na fazenda São Bento, da Usina São Martinho. As coordenadas geográficas são 21° 19' de latitude sul e 48° 13' de longitude oeste, com altitude média de 640 m. O clima da região, segundo a classificação de Köppen, é do tipo mesotérmico com inverno seco (Aw), com precipitação média de 1.400 mm, com chuvas concentradas no período de novembro a fevereiro. A vegetação natural é constituída por floresta tropical subcaducifólia .

O solo da área foi classificados como Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico, (LVAd) (EMBRAPA, 2006) sob cultivo de cana-de-açúcar, cujos valores dos principais atributos químicos e físicos são apresentados nas Tabelas 1 e 2.

TABELA 1. Atributos químicos do solo na profundidade 0,00 a 0,20m.

| Solo | MO | P | K | Ca | Mg | H+Al | SB | CTC | V% |
|------|--------------------|---------------------|-------|------|-----|------------------------------------|-------|-----|----|
| | g dm ⁻³ | mg dm ⁻³ | ----- | | | mmol _c dm ⁻³ | ----- | | |
| LVAd | 24,0 | 36,0 | 1,0 | 31,0 | 9,0 | 37,0 | 42,0 | 79 | 53 |

TABELA 2. Atributos físicos do solo na profundidade 0,00 a 0,20m.

| Solo | Argila | Silte | AT | AG | AF |
|------|---------------|-------|----|----|----|
| | ----- % ----- | | | | |
| LVAd | 30 | 6 | 64 | 38 | 26 |

AT – Areia total; AG – Areia grossa e AF – Areia fina.

Parcelas experimentais com as dimensões de 0,50 m de largura por 1,0 m de comprimento (0,5 m²) e delimitadas com chapas metálicas nas suas laterais e na parte superior, e na extremidade inferior, por uma calha convergente para uma saída de 0,10 m de diâmetro, foram utilizadas para a determinação do processo de erosão em entressulcos. A declividade média da área foi de 0,05 m m⁻¹.

O delineamento experimental foi o inteiramente casualizado: 5 tratamentos com palha de cana-de-açúcar e 4 repetições, totalizando 20 parcelas. A dose de

aplicação de resíduos teve como base a produção de palha da área local, 1,4 kg m². Nos tratamentos, a palha foi rearranjada manualmente na superfície do solo, de modo que se obtiveram 0%, 25%, 50%, 75% e 100% de área de solo coberta por palha e, para atender esses percentuais, foram colocados 0,0; 0,157; 0,350; 0,515 e 0,700 kg respectivamente. As parcelas testemunhas foram consideradas aquelas sem cobertura por palha. Para chegar ao valor de 100% de cobertura, pesaram-se várias amostras em áreas de 1 m² de palha após a colheita e determinou-se a média das amostras. A aplicação da palha foi realizada 2 horas antes da realização de chuva simulada e das avaliações de erosão em entressulcos.

As parcelas experimentais foram submetidas a uma chuva simulada com intensidade média de 60 mm h⁻¹, durante 65 minutos. Utilizou-se um simulador de chuva de hastes rotativas do tipo Swanson, com bicos veejet 80-100, previamente calibrado e nivelado no terreno. Trinta e três pluviômetros, alinhados no sentido do declive, na área de ação do simulador de chuvas, como descrito por Martins Filho et al. (2009), foram utilizados para determinar as intensidades das precipitações produzidas pelo simulador, nas áreas ocupadas pelas parcelas experimentais.

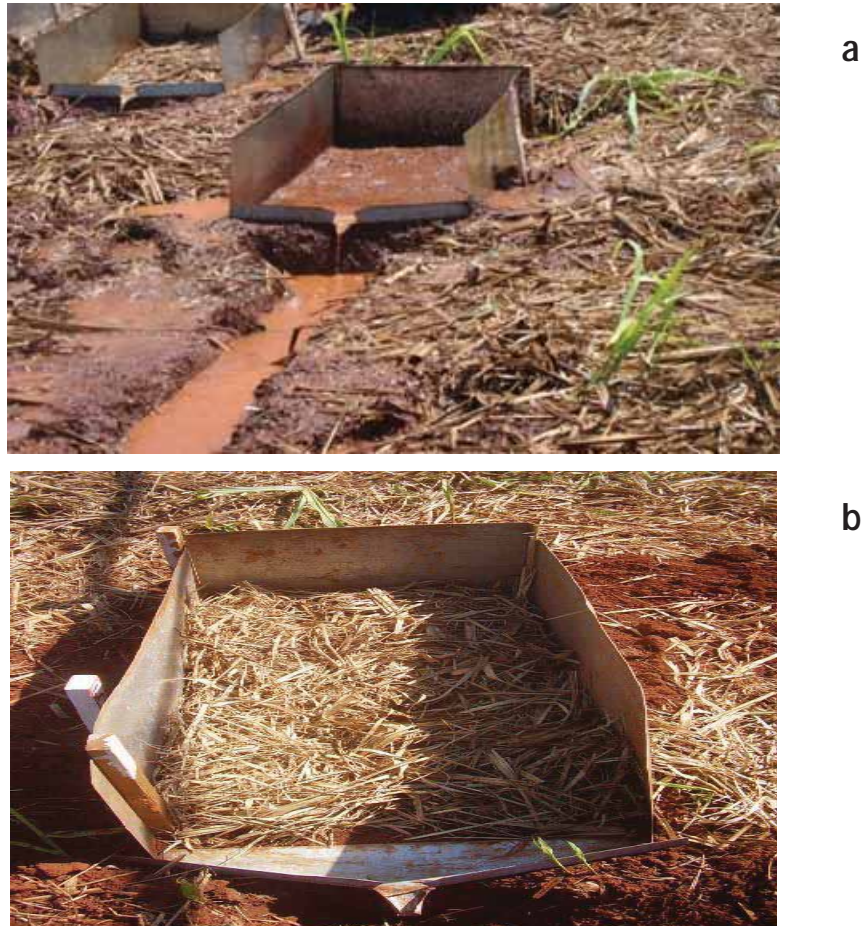


Figura 1. Parcelas experimentais: a) sem cobertura e b) 100% de cobertura.

Amostragens para medidas de vazões dos escoamentos superficiais e das concentrações de sedimentos foram realizadas no quinto minuto após o início da enxurrada e, a partir daí, a cada cinco minutos. Amostras foram coletadas em recipientes de plástico com capacidade de 1L, cronometrando-se o tempo de coleta. Logo após as coletas, os recipientes foram fechados e conduzidos ao laboratório, para quantificação da concentração de sedimentos e volume de solução e, conseqüente, determinação das taxas de perdas de solo e água.

Os volumes de solução coletados foram avaliados gravimetricamente, em balança com resolução de 0,01 g e, em seguida, as amostras foram agitadas. O sobrenadante foi coletado (200 ml) em garrafa plástica e encaminhado para análise. Para as análises das perdas de nutrientes, 20 mL da suspensão da enxurrada foram pipetados para tubos de digestão e evaporados até 5 mL em blocos de digestão. A solução resultante sofreu ataque com uma mistura de HNO_3 e HClO_4 . Neste extrato, foram determinados teores de P e K total, por fotometria de chama, e Ca e Mg total,

por espectrofotometria de absorção atômica. A demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5^{20}) foi determinada por Eaton et al. (2005).

O pH e a condutividade elétrica foram medidos a partir das amostras de enxurrada “in-situ”, utilizando-se um peagâmetro e um condutímetro, de acordo com Eaton et al. (2005). A turbidez da água da enxurrada foi avaliada com um Turbidímetro digital Polilab/AP-1000 com limite de detecção de 0,1 UNT.

Com os valores obtidos para Ca, Mg e Na, quantificou-se os valores RAS usando a expressão descrita por RICHARD, (1954), de acordo com a equação 1.

$$\text{RAS} = \text{Na} / [(\text{Ca} + \text{Mg}) / 2]^{1/2} \quad (1)$$

em que, RAS = Razão de Adsorção de Sódio; Na = Concentração de sódio em $\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}$; Ca = Concentração de cálcio em $\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}$; Mg = Concentração de magnésio em $\text{mmol}_c \text{ L}^{-1}$.

O restante das amostras iniciais foi deixado em repouso por 24 horas para a deposição dos sedimentos. Após o período de repouso de 24 horas, o material decantado foi levado à estufa a 60°C até secagem completa. Após secagem, as amostras foram pesadas, determinando-se o peso do sedimento de cada uma. A concentração de sedimentos foi obtida considerando-se o volume da solução, a densidade da água e do sedimento na solução. Cada um dos volumes de solução foram divididos pelo tempo de coleta, obtendo-se a vazão de enxurrada em cada intervalo de coleta e a taxa de descarga de enxurrada. Matéria orgânica e nutrientes no sedimento erodido foram determinados como descrito por Martins Filho et al. (2009).

A taxa de desagregação do solo em entressulcos (D_i , $\text{kg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) foram determinadas pela equação 2.

$$D_i = \frac{m_s}{A t} \quad (2)$$

em que, m_s = massa de solo desagregado (kg); t = tempo de coleta (s), e A = área da parcela (m^2). Os valores de D_i foram normalizados para o valor de intensidade de chuva planejado de 60 mm h^{-1} , conforme equação 3.

$$D_{in} = D_i \left(\frac{l_p}{l_0}\right)^2 \quad (3)$$

em que, D_{in} são as taxas de desagregação do solo em entressulcos normalizadas ($\text{kg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$); D_i são as taxas de erosão em entressulcos observadas ($\text{kg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$); l_p é a

intensidade de chuva planejada (mm h^{-1}), e I_o é a intensidade de chuva observada (mm h^{-1}).

A taxa de infiltração de água no solo foi determinada como sendo a diferença entre a intensidade da chuva e a taxa de enxurrada.

Parâmetros referentes à hidráulica do escoamento superficial, como altura do fluxo superficial, número de Reynolds, número de Froude e coeficiente de rugosidade de Manning, foram determinados como descrito na sequência. Para a avaliação de algumas características hidráulicas do escoamento superficial em entressulcos foi medida a temperatura da água de escoamento.

A taxa de descarga (q) foi obtida pela equação 4, como descrito por Cantalice et al. (2009).

$$q = \frac{Q}{w} \quad (4)$$

em que, q é a descarga líquida por unidade de largura ($\text{m}^2 \text{s}^{-1}$), e Q é vazão ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) e w a largura do escoamento (m).

O número de Reynolds (R_e) foi obtido conforme expressão apresentada por Gilley ; Doran (1998), equação 5.

$$R_e = \frac{q}{\nu} \quad (5)$$

em que, q é a descarga líquida por unidade de largura ($\text{m}^2 \text{s}^{-1}$), e ν é a viscosidade cinemática da água ($\text{m}^2 \text{s}^{-1}$).

A viscosidade cinemática da água foi determinada com base na temperatura ($^{\circ}\text{C}$) obtida por meio de um termômetro em cada teste, calculado de acordo com a equação 6, como:

$$\nu = [1,14 - 0,031 (T - 15) + 0,00068 (T - 15)^2] \times 10^{-6} \quad (6)$$

em que, T é a temperatura da água em $^{\circ}\text{C}$.

Quando $R_e < 500$, $R_e > 500$ e $R_e > 2.000$, o fluxo foi considerado laminar, turbulento transicional e completamente turbulento, respectivamente (Evans et al., 1997; Lowe, 2003).

Para obter o número de Froude (Fr), foi utilizada a seguinte expressão, equação 7, (CHANSON, 2004):

$$Fr = \frac{v}{\sqrt{gh}} \quad (7)$$

em que, g é a aceleração da gravidade (m s^{-2}), e h é a altura do fluxo superficial (m).

Conforme Grant (1997), quando $Fr > 1$, o fluxo foi denominado de supercrítico e, no caso contrário, de subcrítico.

A rugosidade hidráulica ao escoamento superficial foi obtida determinando-se o coeficiente de rugosidade de Manning, expressa pela equação 8 (SILVA et al., 2012):

$$n = \frac{1}{v} Rh^{2/3} S^{1/2} \quad (8)$$

em que, Rh é o raio hidráulico (m), e S é a razão de inclinação do declive ($m\ m^{-1}$).

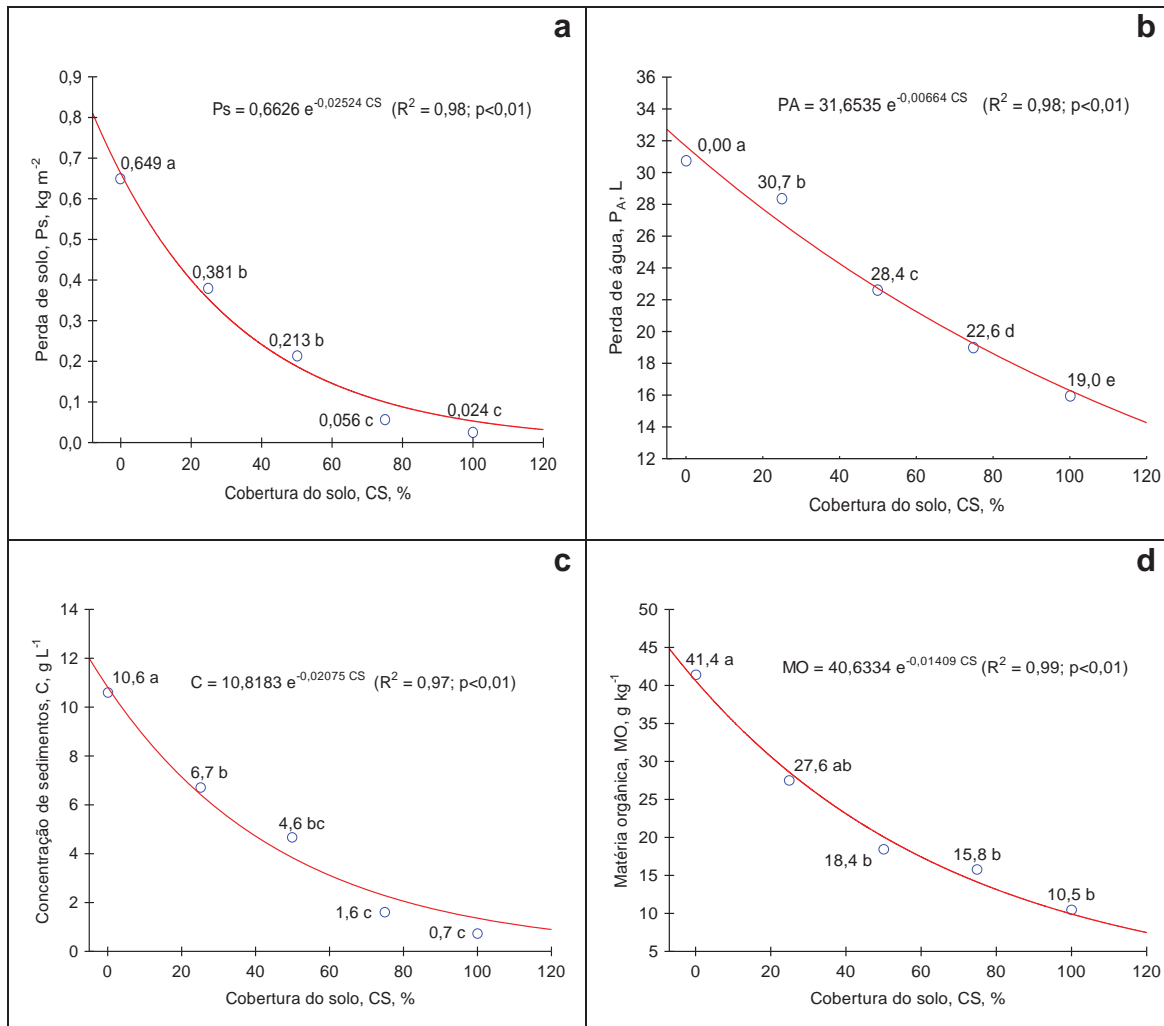
Os resultados foram submetidos à análise da variância segundo o delineamento fatorial, sendo que, para as comparações múltiplas das médias, utilizou-se o teste de Duncan a 5%. Diferenças com nível mínimo de significância inferior a 5% foram consideradas significativas. Todos os resultados das análises estatísticas foram obtidos com o programa Statistica (STATSOFT, 1994).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Erosão em entressulcos

A cobertura do solo por resíduos de cana-de-açúcar teve significativo efeito no controle da erosão em entressulcos (Figura 2). Na Figura 2a verifica-se que as perdas de solo por erosão em entressulcos (Ps) decresceram, exponencialmente e significativamente ($p < 0,01$), com o aumento da cobertura do solo por resíduos de cana-de-açúcar. Pan; Shangguan (2011) determinaram na presença de 100% de cobertura vegetal por gramínea redução de Ps da ordem de 94%, respectivamente. No presente trabalho os resultados apontam para uma redução de Ps da ordem de 96% com 100% de cobertura do solo, em relação ao solo desnudo.

Os resultados decrescentes, exponencialmente e significativamente ($p < 0,01$), das perdas de água, concentração de sedimentos e matéria orgânica, com o aumento da percentagem de cobertura da superfície do solo corroboram com o exposto, além de serem concordantes com resultados de taxa de descarga, perdas de solo e MO por erosão de Pan ; Shangguan (2011), Sousa et al. (2012) e Silva et al. (2012).



Médias seguidas de mesma letra não diferem, significativamente, pelo teste Duncan a 5% de probabilidade.

Figura 2. Processo de erosão em entressulcos em função da cobertura por resíduos de cana-de-açúcar: a) perdas de solo; b) perdas de água; c) concentração de sedimentos; d) concentração de matéria orgânica no sedimento erodido

A concentração de matéria orgânica decresceu exponencialmente quando a cobertura do solo foi aumentada (Figura 2d), porque a fração coloidal e a matéria orgânica são os primeiros constituintes a serem transportados pela enxurrada, por apresentarem baixa densidade (SCHICK et al., 2000). Martins Filho et al. (2009) também observaram, em parcelas com quantias variáveis de cobertura da superfície do solo por resíduos de cana-de-açúcar, que a concentração de MO no sedimento erodido foi reduzida significativamente com o aumento da cobertura do solo.

Pode-se observar que houve diferença significativa para as percentagens de cobertura por resíduos de 25%, 50%, 75% e 100%, em relação ao solo descoberto, tanto para as perdas de solo e água, concentração de sedimentos (C) e perdas de

matéria orgânica no sedimento erodido (Figura 2d). Tais resultados demonstram a efetividade da cobertura do solo na redução da erosão, o que também foi observado por Martins Filho et al. (2009), Sousa et al. (2012) e Silva et al. (2012) em solos cobertos por resíduos de cana-de-açúcar.

As menores taxas de descarga (q) foram obtidas com 100% de cobertura da superfície do solo (Tabela 3). A taxa de descarga com 0% de cobertura foi duas vezes maior em relação a 100% de cobertura, o que é justificado pela maior resistência físico-hidráulica ao escoamento ocasionada pelos resíduos de cana-de-açúcar. Tal resistência é expressa pelo incremento significativo dos valores do coeficiente de rugosidade de Manning (n) originado pela presença de resíduos na superfície do solo (Tabela 3), o que também foi observado por Martins Filho et al. (2009) e Sousa et al. (2012) com resíduos de cana-de-açúcar.

Com o aumento da resistência ao escoamento (n), houve uma diminuição significativa dos números de Reynolds (Re) e Froude (Fr) (Tabela 3). Tais resultados são concordantes com os de Bezerra ; Cantalice (2006) e Sousa et al. (2012). Os valores de $Re < 500$ e $Fr < 1$ sugerem que o regime de escoamento foi o laminar lento, o qual pode ser considerado como típico do processo de erosão em entressulcos a exemplo de resultados obtidos por Cantalice et al. (2009) e Sousa et al. (2012).

Tabela 3. Características hidráulicas do fluxo superficial em entressulcos.

| Cobertura | q | n | Re | Fr |
|------------------|--------------|----------|-----------|-----------|
| % | $m^2 s^{-1}$ | | | |
| 0 | 0,000016 a | 0,020 a | 17,6 a | 0,95 a |
| 25 | 0,000015 b | 0,021 b | 16,2 b | 0,79 b |
| 50 | 0,000012 c | 0,050 c | 12,9 c | 0,39 c |
| 75 | 0,000010 d | 0,063 d | 10,9 d | 0,38 d |
| 100 | 0,000008 e | 0,083 e | 9,1 e | 0,22 e |

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem, significativamente, pelo teste Duncan a 5% de probabilidade.

4.2 Concentrações e taxas de enriquecimento por nutrientes presentes no sedimento erodido

As concentrações de P no sedimento erodido (Tabela 4) foram altas para 0 e 25% de cobertura do solo (CS), médios para 50 e 75% de CS e baixas para CS igual a 100%. Estes resultados são concordantes com Schick et al. (2000), os quais observaram que o P está associado aos colóides do solo, cujo transporte é muito intenso com o aumento da presença da fração argila no sedimento erodido. Altas concentrações de P foram obtidas por Hernani et al. (1999), em estudo sobre diferentes sistemas de manejo e as perdas de MO e nutrientes por erosão. Eles observaram que estas altas concentrações de P foram devidas à sua adsorção específica e baixa solubilidade.

Tabela 4. Concentrações de nutrientes no sedimento erodido em função da percentagem de cobertura do solo.

| Cobertura do solo | P | K | Ca | Mg |
|-------------------|---------------------|--------|------------------------------------|--------|
| | Mg dm ⁻³ | ----- | Mmol _c dm ⁻³ | ----- |
| 0 | 63,5 a | 3,9 a | 48,9 a | 19,5 a |
| 25 | 44,1 b | 3,0 ab | 30,1 b | 11,6 b |
| 50 | 37,5 c | 2,0 bc | 4,1 c | 1,8 c |
| 75 | 30,5 c | 1,5 c | 5,1 c | 2,7 c |
| 100 | 13,8 d | 1,0 c | 3,3 c | 1,2 c |

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem, significativamente, pelo teste Duncan a 5% de probabilidade.

As concentrações de Ca e Mg para CS igual a 0% podem ser consideradas altas (Tabela 4). Com a presença de resíduos em superfície, para ambos nutrientes, os tratamentos diferiram significativamente em relação à CS de 0%. Sousa et al. (2012) e Silva et al. (2012) observaram que um incremento na cobertura do solo, por resíduos de cana-de-açúcar, significativamente, reduziu a concentração de Ca e Mg no sedimento erodido.

Quanto as concentrações de K, no sedimento erodido, verifica-se, a exemplo de Silva et al. (2012), que elas foram semelhantes para 0 e 25% de cobertura do solo (CS). Para 75% e 100% de CS por cana de açúcar, as concentrações de K foram significativamente menores, em comparação a 0 e 25% de cobertura do solo. Silva et al. (2012) não observam diferenças significativas para as concentrações de K no sedimento erodido, para 0, 25, 50, 75 e 100% de CS. Tal fato foi atribuído à aplicação de vinhaça e à alta mobilidade do K no solo.

Um problema na aplicação de P e K, segundo Silva et al. (2012), refere-se ao fato que os fertilizantes e corretivos são aplicadas em superfície e não há incorporação deles no solo. Em períodos chuvosos, dias após a aplicação destes produtos nas condições mencionadas, a erosão em entressulcos pode resultar em sérios problemas ambientais, quanto a qualidade das águas superficiais, devido a carga de nutrientes que a erosão introduzirá nos corpos d'água.

Verifica-se na Tabela 5 que o sedimento erodido apresentou-se, para alguns tratamentos, significativamente enriquecido por MO e nutrientes (P, K, Ca e Mg). Os níveis de enriquecimento (Er), obtidos como relação entre concentração de MO e nutrientes no sedimento erodido para aquela no solo original. Quando $Er > 1$, considera-se o sedimento enriquecido com MO, P, K, Ca e/ou Mg (SOUSA et al., 2012). Nesta condição o sedimento erodido apresentou-se, em relação a CS de 100%, significativamente enriquecido por: 1) MO, para CS de 0 a 25%; 2) P, para CS de 0 a 50%; 3) K, para CS de 0 a 75%; 4) Ca e Mg, para CS de 0 a 25%.

Tabela 5. Taxas de enriquecimento do sedimento erodido por matéria orgânica (MO) e nutrientes fósforo(P), potássio(K), cálcio(Ca) e magnésio(Mg).

| Cobertura do solo | MO | P | K | Ca | Mg |
|-------------------|--------|-------|--------|-------|-------|
| % | | | | | |
| 0 | 1,7 a | 2,1 a | 2,8 a | 1,8 a | 2, a |
| 25 | 1,1 ab | 1,5 b | 2,2 ab | 1,1 b | 1,5 b |
| 50 | 0,8 b | 1,2 b | 1,5 bc | 0,2 c | 0,2 c |
| 75 | 0,7 b | 1,0 b | 1,1 c | 0,2 c | 0,4 c |
| 100 | 0,4 b | 0,5 c | 0,7 c | 0,1 c | 0,2 c |

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem, significativamente, pelo teste Duncan a 5% de probabilidade.

Considerando-se então que $ER \leq 1$ é, em tese, uma condição ideal para configurar a efetividade da presença de resíduos como prática de controle não só das perdas de solo, mas também das perdas de MO e nutrientes por erosão, determinou-se que para ER igual a 1, nas condições experimentais testadas, ser necessário uma cobertura mínima do solo (CS) para o não enriquecimento do sedimento por MO, P, K, Ca e Mg, nesta ordem, igual a: 37%, 61%, 82%, 21% e 32% (Tabela 6). Logo, os nutrientes P e K são os que necessitam de uma maior

cobertura do solo por resíduos, para garantirem uma taxa de enriquecimento igual a 1.

Pelo exposto, aplicações de fertilizantes e corretivos em superfície podem representar um problema ambiental, caso a cobertura do solo não seja suficiente para controlar as perdas de sedimento e os nutrientes presentes no mesmo. Este aspecto parece relevante, uma vez que há projetos de utilizar os resíduos da cana-de-açúcar na cogeração de energia e na produção do álcool de terceira geração. O presente trabalho, bem como os de Martins Filho et al. (2009), Sousa et al. (2012) e Silva et al. (2012), permite observar que a manutenção dos resíduos das áreas de produção de cana-de-açúcar é fundamental para a conservação do solo. Por fim, conclui-se que há a necessidade de mais estudos para subsidiar o quanto de palha poderá ser retirado dos canaviais sem comprometer a conservação do solo e da água.

Tabela 6. Correlações entre taxas de enriquecimento (ER) e cobertura do solo (CS) para o modelo $ER = a e^{-b CS}$ e CS para ER igual a 1.

| Parâmetros | ER _{MO} | ER _P | ER _K | ER _{Ca} | ER _{Mg} |
|-------------------|------------------|-----------------|-----------------|------------------|------------------|
| a | 1,680 | 2,080 | 2,903 | 1,894 | 2,609 |
| b | -0,014 | -0,012 | -0,013 | -0,030 | -0,030 |
| R ² | 0,99 | 0,95 | 0,99 | 0,94 | 0,95 |
| Significância | p<0,01 | p<0,01 | p<0,01 | p<0,01 | p<0,01 |
| CS para ER =1 (%) | 37 | 61 | 82 | 21 | 32 |

a e b – constantes ajustadas; R² – coeficiente de determinação.

4.3 Concentrações e perdas de nutrientes na água da enxurrada

É possível afirmar que a presença de resíduos sobre a superfície do solo reduz o efeito do impacto das gotas de água da chuva, dissipando a energia das gotas de água da chuva, o que reduz a desagregação do solo e preveni o selamento superficial, com conseqüente redução da taxa de enxurrada pelo aumento no represamento e na taxa de infiltração de água (LICHNER *et al.*, 2011; SILVA *et al.*; 2012), o que explica o significativo decréscimo nos valores de perdas de água em função da cobertura do solo obtidos no presente trabalho (Tabela 7).

A concentração de P na água na enxurrada foi baixa, independentemente da porcentagem de cobertura da superfície do solo por resíduos de cana-de-açúcar (Tabela 7). Tais resultados apresentam a mesma ordem de grandeza dos valores obtidos por Bertol et al. (2004) em Nitossolo Háplico sob sistemas de manejo (solo sem cultivo, preparo convencional, semeadura direta) no cultivo de milho e feijão. Observa-se que a maior concentração de P ocorreu com 100% de cobertura. Isto pode ser explicado pelo manejo com a manutenção da palha após a colheita, a qual em parte mineralizou disponibilizando P para o transporte pela enxurrada e, também, pela aplicação de adubo fosfatado na superfície do solo. Tais resultados também são corroborados pelos de Bertol et al. (2004).

Tabela 7. Perdas de água e Concentrações de nutrientes na água da enxurrada em função da cobertura do solo por resíduos de cana-de-açúcar.

| Cobertura | Perda de água | P | K | Ca | Mg | Na |
|-----------|---------------|--------------------|-------|-----------------------------------|---------|---------|
| % | L | Mg L ⁻¹ | ----- | Mmol _c L ⁻¹ | ----- | ----- |
| 0 | 30,7 a | 0,010 e | 7,9 a | 0,125 a | 0,114 a | 0,078 a |
| 25 | 28,4 b | 0,042 d | 7,2 a | 0,120 a | 0,101 a | 0,079 a |
| 50 | 22,6 c | 0,050 c | 8,0 a | 0,122 a | 0,102 a | 0,089 a |
| 75 | 19,0 d | 0,060 b | 8,2 a | 0,122 a | 0,102 a | 0,092 a |
| 100 | 15,9 e | 0,070 a | 8,2 a | 0,120 a | 0,097 a | 0,099 a |

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem, significativamente, pelo teste Duncan a 5% de probabilidade.

Para o CONAMA 357/2005 o nível crítico de P total não pode exceder 0,020; 0,030 mg L⁻¹, em ambientes lêntico, nas classes 1 e 2 respectivamente, para efeitos de eutrofização (BRASIL, 2005). Deste modo, a concentração crítica de P para efeitos de eutrofização de mananciais foi excedida nos tratamentos de 25%, 50%, 75% e a 100% de cobertura da superfície do solo por resíduos (Tabela 3). Klein ; Agne (2012) afirmaram que as transferências de P por escoamento superficial ocorrem devido a vários fatores, dentre eles o principal é a água que pode transportar materiais orgânicos, inorgânicos e partículas em suspensão. A taxa de infiltração de água no solo juntamente com a intensidade e duração da chuva, rugosidade superficial e a topografia são quem irão determinar a magnitude do escoamento superficial (KLEIN ; AGNE, 2012).

Observa-se que a relação entre a concentração de P na água em função da taxa de descarga da enxurrada (q) pode ser representada por uma função exponencial decrescente (Figura 3). Resultado semelhante foi obtido por Schiettecatte et al. (2007) para a taxa de enriquecimento de MO em função de q .

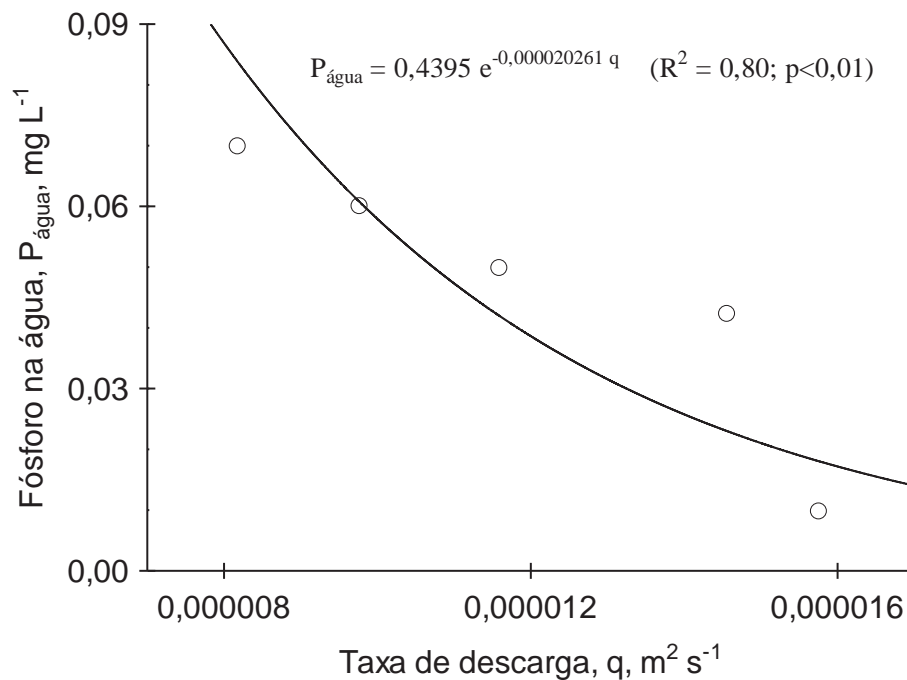


Figura 3. Concentração de fósforo na água em função da taxa de descarga da enxurrada.

As maiores e significativas taxas de descarga ocorreram com 0%, 25% e 50% comparativamente a 75% e 100% de cobertura do solo (Tabela 7). A taxa de descarga (q) representa o sedimento transportado por unidade de largura pelo tempo, a qual segundo Schiettecatte et al. (2007) é a melhor expressão da intensidade de erosão.

Um aumento em q corresponde a outro na capacidade de transporte de sedimentos, o que reduz a seletividade do processo de erosão em entressulcos e propicia o transporte de agregados e partículas de maiores tamanhos. O enriquecimento por P devido à erosão em entressulcos é atribuído à associação do fósforo com as frações mais finas do solo como matéria orgânica, silte e argila, as quais são preferencialmente transportadas pela enxurrada (KUHNS et al., 2010). Esta é, provavelmente, uma explicação fundamental, para um melhor entendimento das

maiores concentrações de P na água da enxurrada nos tratamentos com cobertura por resíduos de cana-de-açúcar em relação à testemunha (0%).

As diferenças significativas dos valores médios de concentração dos nutrientes (K, Ca, Mg e Na) na água transportada pela enxurrada, para cada nível de cobertura por palha sobre a superfície do solo, são apresentadas na Tabela 7.

A concentração de K na água da enxurrada não apresentou diferença significativa entre os níveis de cobertura do solo por resíduos de cana-de-açúcar. Esses resultados divergem de Bertol et al. (2004), que, ao estudarem concentração e a perda de K na água de enxurrada, obtiveram valores decrescentes à medida que aumentou o percentual de palhada. Contudo, os resultados são semelhantes aos de Souza et al. (2012) obtidos com as mesmas percentagens de resíduos de cana-de-açúcar.

No caso do K, a concentração na água da enxurrada foi relativamente alta (Tabela 7), em todos os tratamentos concordando com Bertol et al. (2004), o qual obteve para milho no sistema de semeadura direta sobre resíduos dessecados valores de $8,8 \text{ mg dm}^{-3}$ de K. A maior concentração de K na água da enxurrada pode ser explicada pela deposição desse nutriente na superfície do solo, devido à decomposição dos resíduos da palha de cana de açúcar e pela aplicação da vinhaça na área cultivada com cana-de-açúcar. Esta última prática é comum em áreas de produção de cana-de-açúcar no Estado de São Paulo. Considera-se que uma concentração de K superior a $2,0 \text{ mg L}^{-1}$ presente na água é crítica para fins de irrigação (ALMEIDA, 2010). Deste modo, a água da enxurrada para todos os tratamentos apresentaram concentrações superiores ao referido valor ($7,2$ a $8,2 \text{ mg L}^{-1}$, Tabela 7).

Quanto às concentrações de Ca, Mg e Na em água da enxurrada observa-se que estas não diferiram entre os tratamentos (Tabela 7). Para os nutrientes Ca e Mg suas concentrações na água da enxurrada foram semelhantes entre os tratamentos. Pode-se afirmar que os valores de concentração de Na foram muito baixos e que não ocorreu mudança no caráter sódico da água. Esses dados estão de acordo com Sousa et al. (2012), que observaram a não mudança do caráter sódico da água de irrigação analisada para as culturas do feijão e maracujazeiro. As concentrações de Ca, Mg e Na estão na faixa aceitável para água de irrigação segundo Almeida (2010): 0 a 200 mmol/L de Ca; 0 a 50 mmol/L de Mg; 0 a 400 mmol/L de Na. Para

concentrações de Ca + Mg inferiores a 5,0 mmol/L e Na inferiores a 3 mmol/L a água pode ser classificada como sem restrição para irrigação, o que é o caso dos resultados do presente trabalho.

As perdas de K na água da enxurrada foram relativamente altas (4,4 a 5,1 kg ha⁻¹, Tabela 8), as quais corroboram resultados de Bertol et al. (2004). Tais perdas relativamente altas podem ter ocorrido pela sistemática aplicação de vinhaça na área, além do fato de o K ser altamente solúvel em água. Provavelmente, esta também tenha sido a causa principal das perdas de K não diferirem significativamente entre si ($p > 0,05$). Os resultados apresentados alertam para uma preocupação quanto às aplicações regulares de vinhaça em áreas de produção de cana-de-açúcar.

No caso das perdas de Ca e Mg, na água da enxurrada, estas foram baixas para todos tratamentos e não diferiram significativamente entre si ($p > 0,05$, Tabela 8). As perdas de Ca e Mg foram inferiores às obtidas por Bertol et al. (2004) na água da enxurrada em solo desnudo (Ca = 321 kg ha⁻¹; Mg = 254 kg ha⁻¹) e sob plantio direto com palhada dessecada (Ca = 674 kg ha⁻¹; Mg = 428 kg ha⁻¹). Quanto às perdas de Na, estas foram baixas, uma vez que a concentração deste elemento no solo não é expressiva.

Tabela 8. Perdas de nutrientes na água da enxurrada em kg ha⁻¹.

| Cobertura (%) | P × 10 ⁻³ | K | Ca | Mg | Na |
|---------------|----------------------|-------|-------|-------|-------|
| 0 | 6,1 a | 4,8 a | 3,1 a | 0,8 a | 1,1 a |
| 25 | 26,1 b | 4,4 a | 3,0 a | 0,7 a | 1,1 a |
| 50 | 30,7 c | 4,9 a | 3,0 a | 0,8 a | 1,3 a |
| 75 | 36,9 d | 5,1 a | 3,0 a | 0,8 a | 1,3 a |
| 100 | 43,0 e | 5,0 a | 3,0 a | 0,7 a | 1,4 a |

Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem, significativamente, pelo teste Duncan a 5% de probabilidade.

A razão de adsorção de sódio (RAS) foi inferior a 3 (mmol_c L⁻¹)^{1/2}, em todos os percentuais de cobertura do solo por resíduos de cana, visto ser este valor de RAS considerado crítico (ALMEIDA, 2010), para a água ser classificada como não restritiva para fins de irrigação (Tabela 9).

Tabela 9. Atributos relativos a qualidade da água.

| Cobertura | RAS | CE×10 ⁻³ | DBO ₅ ²⁰ | Turbidez | pH |
|-----------|---|---------------------|--------------------------------|----------|-------|
| | (mmol _c L ⁻¹) ^{1/2} | dS m ⁻¹ | mg L ⁻¹ | UNT | |
| 0 | 0,2 a | 0,2 a | 0,7 a | 4,4 a | 6,2 a |
| 25 | 0,2 a | 0,2 a | 0,6 b | 3,7 b | 6,2 a |
| 50 | 0,3 a | 0,2 a | 0,6 b | 3,4 c | 6,2 a |
| 75 | 0,3 a | 0,2 a | 0,6 b | 3,0 d | 6,2 a |
| 100 | 0,3 a | 0,2 a | 0,5 c | 2,9 e | 6,2 a |

RAS - razão de adsorção de sódio; CE – condutividade elétrica, DBO₅²⁰ - Demanda bioquímica de oxigênio aos 5 dias. Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem, significativamente, pelo teste Duncan a 5% de probabilidade.

A Condutividade elétrica da água da enxurrada não foi influenciada pela cobertura do solo significativamente ($p > 0,05$, Tabela 9). Além do exposto, os valores de CE foram nas referidas condições inferiores a 0,7 dS m⁻¹, que é o valor que determina a classe sem restrição para uso da água na irrigação em função da condutividade elétrica. A concentração de DBO₅ variou de 0,5 a 0,7 mg L⁻¹ de O₂ (Tabela 9). Tais valores encontram-se dentro do limite estabelecido pela Resolução Conama nº 375/2005 para corpos de água doce de Classe I (3 mg L⁻¹ de O₂). c para decompor a matéria orgânica existente na água num período de 5 dias.

Na Figura 4 observa-se que a cobertura da superfície do solo por resíduos teve significativo efeito na redução da DBO₅ da água da enxurrada. Trabalhos de Martins Filho et al. (2009), Sousa et al. (2012) e Silva et al. (2012) demonstraram que o aumento da percentagem de cobertura do solo por resíduos de cana-de-açúcar reduzem a concentração de matéria orgânica presente na enxurrada. Tais resultados corroboram, portanto, os resultados apresentados na Figura 2d.

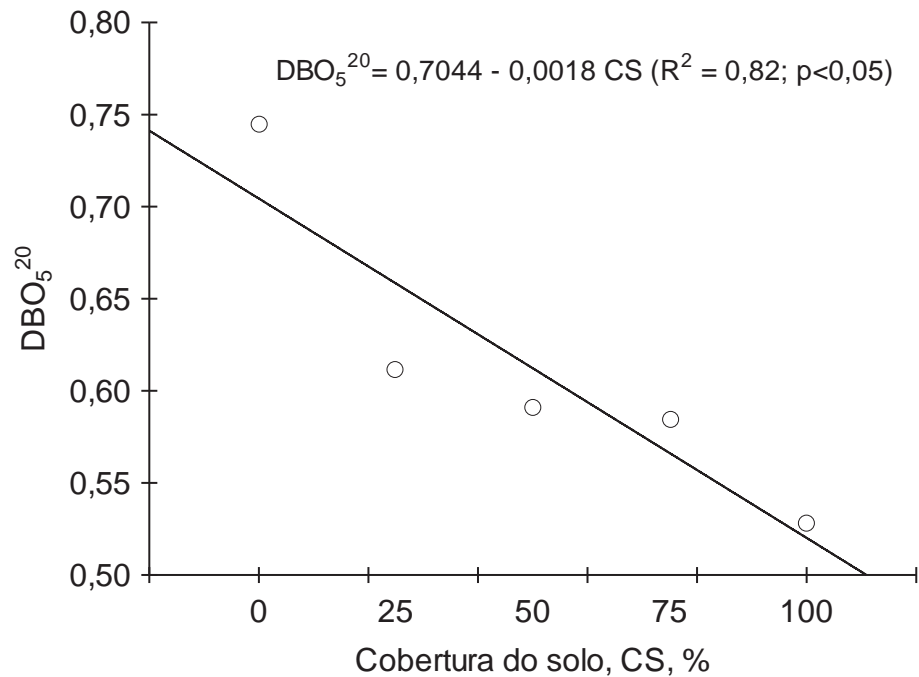


Figura 4. Demanda bioquímica de oxigênio aos 5 dias (DBO_5^{20}) da água da enxurrada, em função da cobertura do solo por resíduos de cana-de-açúcar.

A concentração de turbidez variou de 4,4 a 2,9 NTU (Tabela 9), cujas concentrações estão abaixo do limite estabelecido pela Resolução Conama nº 375/2005 para corpos de água doce de Classe I (40 UNT). A análise estatística demonstrou que houve diferença significativa ($p < 0,05$) de turbidez entre as porcentagens de cobertura do solo, tal que o maior valor foi obtido para 0% de cobertura por resíduos de cana-de-açúcar. Na Figura 5 observa-se que a cobertura da superfície teve significativo efeito na redução da turbidez da água da enxurrada. Isto era esperado, uma vez que trabalhos de Martins Filho et al. (2009), Sousa et al. (2012) e Silva et al. (2012) demonstraram que o aumento da porcentagem de cobertura do solo por resíduos de cana-de-açúcar reduzem a concentração de sedimentos presentes na enxurrada.

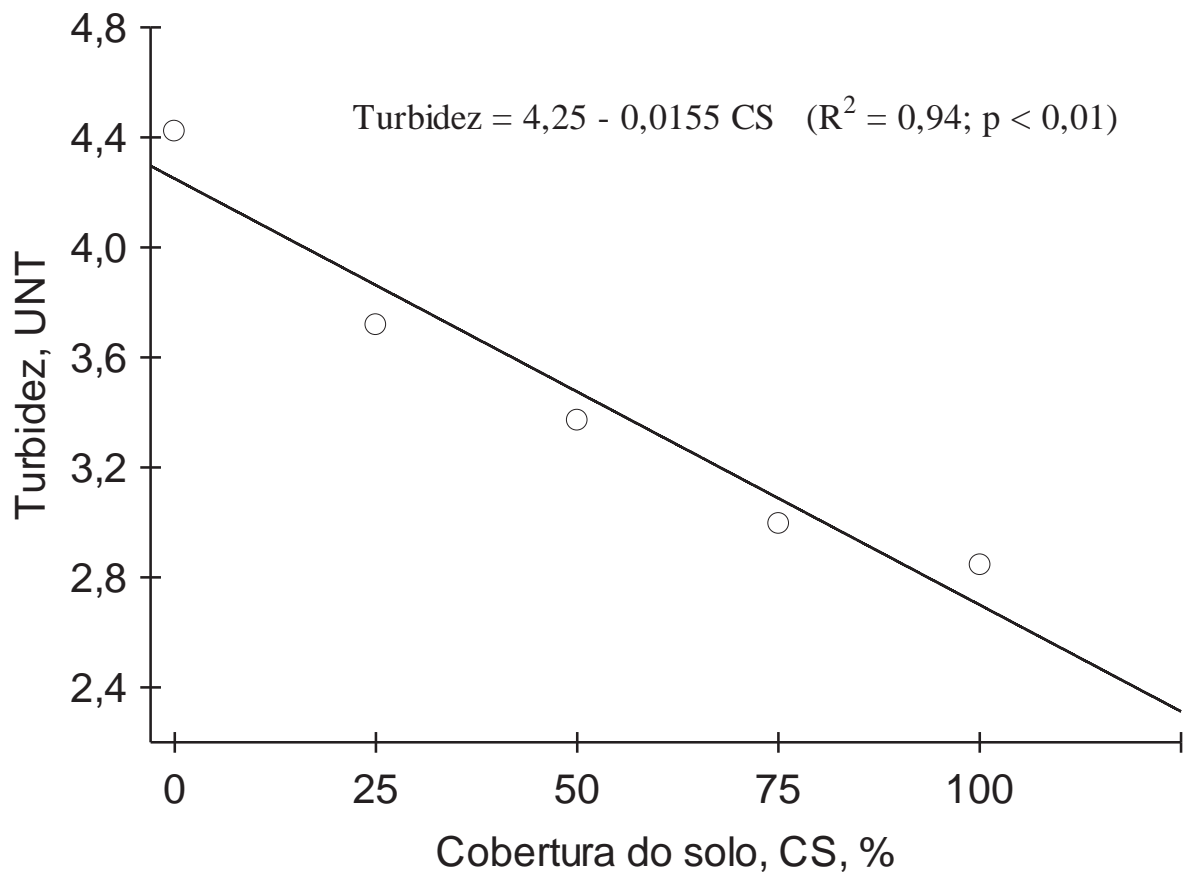


Figura 5. Turbidez da água da enxurrada em função da cobertura do solo por resíduos de cana-de-açúcar.

Os valores de pH apresentados na Tabela 9 não apresentaram diferença significativa para todas coberturas com 0%, 25% , 50%, 75% e 100%. Os valores variaram no intervalo de 6,1 a 6,3. Tal faixa de valores está dentro da amplitude considerada normal que é de 6,5 a 8,4 para uso da água na irrigação (AYER e WESTCOT, 1999). A classificação da acidez, para todos os valores de cobertura do solo, pode ser considerada como fraca. Esta classificação está de acordo com Ayer ; Westcot (1999).

Pelos resultados apresentados para RAS, CE, DBO₅, turbidez e pH foi possível avaliar que a água proveniente da enxurrada, devido a processo de erosão em entressulcos, enquadra-se nos limites estabelecidos pela Resolução Conama nº 375/2005 para corpos de água doce de Classe I. Tal classe refere-se as águas que podem ser destinadas para: consumo humano após tratamento simplificado; proteção das comunidades aquáticas; recreação de contatos primários, tais como natação, esqui aquático e mergulho. Contudo, deve-se ressaltar que as

concentrações de K e P na água da enxurrada podem ser consideradas críticas para fins de irrigação e início de eutrofização da água. No Brasil a legislação do CONAMA nº 375/2005 estabelece que o nível crítico de P total na água é de 0,020 – 0,025 mg L⁻¹ para corpos de água doce Classe I.

5 CONCLUSÕES

A presença de resíduos de cana-de-açúcar, em superfície, altera a hidráulica do escoamento superficial devido ao aumento da rugosidade superficial, o que reduz as perdas de solo e água por erosão em entressulcos.

Para o não enriquecimento do sedimento erodido por matéria orgânica (MO) e nutrientes (P, Ca e Mg) é necessário no mínimo a manutenção de 75% de cobertura do solo por resíduos de cana-de-açúcar, enquanto que para o não enriquecimento por potássio (K) é necessário 82% de cobertura do solo.

As concentrações de K e P na água da enxurrada podem ser consideradas críticas para fins de irrigação e início de eutrofização da água.

A razão de saturação por sódio (RAS), condutividade elétrica (CE), demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5), turbidez e pH permitem afirmar que a água proveniente da enxurrada, devido a processo de erosão em entressulcos, classifica-se em corpos de água doce de Classe I para ambientes lênticos.

As duas conclusões anteriores corroboram no sentido da necessidade de mais estudos sobre a qualidade da água oriunda de áreas sob cultivo de cana-de-açúcar, visto que os critérios da Resolução CONAMA nº 375/2005 não contemplam níveis críticos para a presença de nutrientes como o K na água da enxurrada.

REFERÊNCIAS

ALMEIDA, O. A de. **Qualidade da água de irrigação**. Cruz das Almas: Embrapa Mandioca e Fruticultura, 2010. 234 p.

AMADI, A. N.; YISA, J.; OGBONNAYA, I. C.; DAN-HASSAN, M. A.; JACOB, J. O.; ALKALI, Y. B. Quality evaluation of river chanchaga using metal pollution index and principal component analysis. **Journal of Geography and Geology**, Toronto, v. 4, n. 2, p. 13-21, 2012.

ANDRADE, E. M.; ARAUJO, L. F. P. de; ROSA, M. F.; WALT, D.; ALVES, A. B. Seleção dos indicadores da qualidade das águas superficiais pelo emprego da análise multivariada. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 27, n. 3, p. 683-690, 2007.

ARAÚJO, J. C.; SANTAELLA S. T. Gestão da qualidade. In: CAMPOS, N.; STUDART, T. **Gestão de águas**: princípios e práticas. 2. ed. Porto Alegre: ABRH, 2003. p. 159-180.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **A qualidade da água na agricultura**. Campina Grande: UFPB, 1999. 218 p.

BARBOZA, G. C.; HERNANDEZ, F. B. T.; FRANCO, R. A. M. Análise de riscos à sistemas de irrigação causados pelas qualidade da água do córrego do Coqueiro - SP. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**, Fortaleza, v. 5, n. 1, p. 24-36, 2011.

BERTOL, I.; COGO, N. P.; SCHICK, J.; GUDAGNIN, J. C.; AMARA, A. J. Aspectos financeiros relacionados às perdas de nutrientes por erosão hídrica em diferentes sistemas de manejo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 31, n. 4, p. 133-142, 2007.

BERTOL, I.; GOBBI, E.; BARBOSA, F. T.; PAZ-FERREIRO, J.; GEBLER L.; RAMOS, J. C.; WERNER, R. S. Erosão hídrica em campo nativo sob diversos manejos: perdas de água e solo e de fósforo, potássio e amônio na água de enxurrada. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 35, n. 4, p. 1421-1430, 2011.

BERTOL, I.; LEITE, D.; GUADAGNIN, J. C.; RITTER, S. R. Erosão hídrica em um nitossolo háplico submetido a diferentes sistemas de manejo sob chuva simulada. ii – perdas de nutrientes e carbono orgânico. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 28, p. 1045 -1054, 2004.

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

BERTOL, O. J.; RIZZI, N. E.; BERTOL, I.; ROFOFF, G. Perdas de solo e água e qualidade de escoamento superficial associadas à erosão entre sulcos em áreas cultivadas sob semeadura direta e submetida as adubações mineral e orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 31, n. 4, p. 781-792, 2007.

BERTONI, J. ; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 4.ed. São Paulo, Ícone, 2008. 355p.

BEZERRA, S. A.; CANTALICE, J. R. B. Erosão em sulco em diferentes condições de cobertura do solo, sob cultivo da cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 30, n. 3, p. 565-573, 2006.

BRAGA, B.; PORTO, M.; TUCCI, C. E. M. Monitoramento de quantidade e qualidade das águas. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. 3. ed. São Paulo: Escrituras Editora, 2006. p. 145-160.

BRAIDA, J. A.; CASSOL, E. A. Relações da erosão em entressulcos com o tipo e com a quantidade de resíduo vegetal na superfície do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 23, n. 3, p. 711-721, 1999.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 18 de março de 2005, nº 053, p. 58-63. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 30 jan. 2013.

CANTALICE, J. R. B.; BEZERRA, S. A.; OLIVEIRA, O. F. L.; MELO, R. O. Hidráulica e taxas de erosão em entressulcos sob diferentes Declividade e doses de cobertura morta. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 22, n. 2, p. 68-74, 2009.

CARDOSO, D. P.; SILVA, M. L. N.; CARVALHO, G. J.; FREITAS, D. A. F.; AVANZI, C. J. Plantas de cobertura no controle das perdas de solo, água e nutrientes por erosão hídrica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 16, n. 6, p. 632-638, 2012.

CARPENTER, S. R.; CARACO, N. F.; CORRELL, D. L.; HOWARTH, R. W.; SHARPLEY, A. N.; SMITH, V. H. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. **Ecological Applications**, Washington, DC, v. 8, n. 3, p. 559-568, 1998. Disponível em: <<http://www.esajournals.org/doi/pdf/10.1890/1051-0761%281998%29008%5B0559:NPOSWW%5D2.0.CO%3B2>>. Acesso em: 22 mar. 2013.

CARVALHO, M. A. R. **Efeito da cobertura do solo e de práticas de controle de erosão nas perdas de água e solo por escoamento superficial**. 2009. 120 f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

CASSOL, E. A.; CANTALICE, J. R. B.; REICHERT, J. M.; MONDARDO, A. Escoamento superficial e desagregação do solo em entressulcos em solo franco argilo arenoso com resíduos vegetais. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 39, n. 7, p. 685-690, 2004.

CHANSON, H. **The hydraulics of open channel flow**. London: Butterworth-Heinemann, 2004. 488p.

CIOTTA, M. N. ; BAYER, C.; FONTOURA, S. M. V.; WOBETO, C.; ALBUQUERQUE, J. A. Manejo da calagem e os componentes da acidez de latossolo Bruno em plantio direto. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, Viçosa, MG, v. 28, n. 4, p. 317-326, 2004.

COGO, N. P.; LEVIEN, R.; SCHWARZ, R. A. Perdas de solo e água por erosão hídrica influenciada por métodos de preparo, classes de declive e níveis de fertilidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 27, n. 4, p. 743-753, 2003.

DAJOZ, R. **Princípios da ecologia**. 7. ed. Porto Alegre: Artemed, 2005. p. 49-50.

DANIEL, T. C.; SHARPLEY, A. N.; EDWARDS, D. R.; WEDEPOHL, R. ; EMUNYON, J. L. Minimizing surface water eutrophication from agriculture by phosphorus management. **J. Soil Water Conserv.**, 40:30- 38, 1994.

DONADIO, N. M. M.; GALBIATTI, J. A.; PAULA, R. C. de. Qualidade da água de nascentes com diferentes usos do solo na bacia hidrográfica do Córrego Rico, São Paulo, Brasil. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 25, n. 1, p. 115-125, 2005.

DOWD, B. M.; PRESS, D.; LOS HUERTOS, M. Agricultural non point source water pollution policy: the case of California's central coast. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 128, n. 3, p. 151-161, 2008.

EATON, A.D., GREENBERG, A.E., FRANSON, M.A.H. **Standard methods for the examination of water and wastewater**, 25 ed., Washington, DC: American Publish Health Association, 2005.

EMBRAPA (EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA). **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Brasília, DF: Embrapa Produção de informação; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006. 412 p.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

EVANS, J.; LIEPMANN, D.; PISANO, A.P. Planar laminar mixer. In: ANNUAL INTERNATIONAL WORKSHOP ON MICROELECTRO MECHANICAL SYSTEMS, 10., 1997, Nagoya. **Proceedings...**Nagoya: IEEE, 1997. p.96-101.

FOSTER, G. R. Modeling the erosion process. In: HAAN, C. T.; JOHNSON, H. P.; BRAKENSIEK, D. L. **Hydrologic modeling of small watersheds**. Saint Joseph: American Society of Agricultural Engineers, 1982. p. 296-380.

GILLEY, J. E.; DORAN, J. W. Soil erosion potential former conservation reserve program sites. **Transactions of the ASAE**, St. Joseph, v.41, n.1, p.97-103, 1998.

GRANT, G. E. Critical flow constrains flow hydraulics in mobile-bed streams: a new hypothesis. **Water Resources Research**, Washington, v. 3, n. 2, p. 349-358, 1997

GUTH, P. L. **Perdas de solo e água por erosão hídrica em sistemas de culturas oleaginosas**. 2010. 83 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2010.

HERNANI, L. C.; KURIHARA, C. H.; SILVA, W. M. Sistema de manejo de solos e perdas de nutrientes e matéria orgânica por erosão. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 23, n. 1, p. 145-54, 1999.

KLEIN, C.; AGNE, S. A. A. Fósforo: de nutriente à poluente! **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, Cascavel, v. 8, n. 8, p. 1713-1721, 2012.

KUHN, N. J.; ARMSTRONG, E. K.; LING, A. C.; CONNOLLY, K. L. Interrill erosion of carbon and phosphorus from conventionally and organically farmed devon silt soils. **Catena**, Amsterdam, v. 57, p. 113-133, 2010.

LICHNER, L.; ELDRIDGE, D. J.; SCHACHT, K.; ZHUKOVA, N.; HOLKO, L.; SÍR, M.; PECHO, J. Grass cover influences hydrophysical parameters and heterogeneity of water flow in a sandy soil. **Pedosphere**, Beijing, v. 21, n. 6, p. 719-729, 2011.

LOPES, F. W. A.; DUTRA, G. C.; PEREIRA, J. A. A.; CARVALHO, L. M. T. Avaliação da influência de áreas de solo exposto sobre a qualidade das águas do Ribeirão de Carrancas-MG. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 13., Florianópolis. **Anais...** São José dos Campos: INPE, p. 3421-3428, 2007.

LOWE, S.A. Omission of critical Reynolds number for open channel flows in many textbooks. **Journal of Professional Issues in Engineering Education and Practice**, Reston, v.129, n.1, p.58-59, 2003

MARTÍNEZ-CASASNOVAS, J. A. ; RAMOS, M. C. The cost of soil erosion in vineyard fields of the Penedès – Anoia Region (NE Spain). **EUROSOIL**, 2004, Freiburg. Abstracts. Freiburg,, 2004, CD-ROOM.

MARTINS FILHO, M. V.; LICCIOTI, T. T.; PEREIRA, G. T.; MARQUES JUNIOR, J.; SANCHESZ, R. B. Perdas de solo e nutrientes por erosão num argissolo com resíduos vegetais de cana-de-açúcar. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 29, n. 1, p. 8-18, 2009.

MENEZES, J. M.; PRADO, R. B.; SILVA JUNIOR, G. C. da; MANSUR, K. L.; OLIVEIRA, E. S. de. Qualidade da água e sua relação espacial com as fontes de contaminação antrópicas e naturais: bacia hidrográfica do rio São Domingos - RJ. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 29, n. 4, p. 687-698, 2009.

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

MOSCA, A. A. O. **Caracterização hidrológica de duas microbacias visando a identificação de indicadores hidrológicos para o monitoramento ambiental do manejo de florestas plantadas**. 2003. 96 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, 2003.

O’GEEN, A. T.; BUDD, R.; GAN, J.; MAYNARD, J. J.; PARIKH, S. J.; DAHLGREN, R. A. Mitigating nonpoint source pollution in agriculture with constructed and restored wetlands. **Advances in Agronomy**, Maryland Heighs, v. 108, p. 1-76, 2010.

OLIVEIRA, L. F. C.; MARTINEZ, M. A; PRUSKI, F. F.; GRIEBELER, N. P.; OLIVEIRA, G. C. Rotina computacional para a determinação da velocidade de sedimentação das partículas do solo em suspensão no escoamento superficial. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 25, n. 1, p. 126-136. 2005

PAN, L. M. C., SHANGGUAN, A. D. Z. Determining the sediment trapping capacity of grass filter strips. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 405, n. 1-2, p. 209-216, 2011.

PANACHUKI, E.; BERTOL, I.; SOBRINHO, T. A.; OLIVEIRA, P. T. S.; BICCA, D. B. Perdas de solo e de água e infiltração de água em latossolo vermelho sob sistemas de manejo. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, v.35, p.1777-1785, 2011.

PRADO, R. B. **Geotecnologias aplicadas à análise espaço-temporal do uso e cobertura da terra e qualidade da água do reservatório de Barra Bonita, SP, como suporte à gestão de recursos hídricos**. 2004. 172 f. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 2004.

RAPOSO, A. A.; BARROS, L. F. P.; MAGALHÃES JÚNIOR, A. P. M. O parâmetro de turbidez das águas como indicador de impactos humanos na dinâmica fluvial da bacia do rio maracujá- Quadrilátero Ferrífero/MG. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA FÍSICA APLICADA, 13., 2009 Viçosa, MG. **Anais...** Viçosa, MG: UFV, 2009.

RESENDE, A. V. de. **Agricultura e qualidade da água: contaminação da água por nitrato**. Local: Embrapa Cerrados, 2002. p. 24-26. (Documentos).

RIBEIRO, G. M.; MAIA, C. E; MEDEIROS, J. F. Uso da regressão linear para estimativa da relação entre a condutividade elétrica e a composição iônica da água de irrigação. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.9, p.15-22, 2005.

ROCHA, J. C.; ROSA, A. H.; CARDOSO, A. A. **Introdução a química ambiental**. 2ª ed. Porto Alegre: Bookman, 2009.

ROMERO, N. C. S. **Perdas de nutrientes e matéria orgânica por erosão em entressulcos em argissolo com resíduos de cana-de-açúcar**. 2009. 32 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Jaboticabal, 2009.

SANTOS, A. L. F.; BORGES, L. O. S. Qualidade da água do ribeirão Piancó, Go e suas implicações ambientais. **Scientia Plena**, v. 8, n. 5, 2012.

SANTOS, G. O.; HERNANDEZ, F. B. T. Uso do solo e monitoramento dos recursos hídricos no córrego do Ipê, Ilha Solteira, SP. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 17, n. 1, p. 60-68, 2013.

SAUNITTI, R. M.; FERNANDES, L. A.; BITTENCOURT, A. V. L. Estudo do assoreamento do reservatório da Barragem do Rio Passaúna - Curitiba – PR. **Boletim Paranaense de Geociências**, Curitiba, v. 54, p. 65-82, 2004.

SCHICK, J.; BERTOL, I.; BALBINOT JUNIOR, 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. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 24, n. , p. 437-447, 2000.

SCHIETTECATTE, W.; GABRIELS, D.; CORNELIS, W. M.; HOFMAN, G. *Enrichment of organic carbon in sediment transport by interrill and rill erosion processes*. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 72, n. 1, p. 50-55, 2008.

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

SILVA, D. F.; SOUSA, F. A. S.; KAYANO, M. T. Avaliação dos impactos da poluição nos recursos hídricos da bacia do Rio Mundaú (AL e PE). **Revista de Geografia**, Recife, v. 24, n. 3, p. 210-223, 2007.

SILVA, G. R. V.; MARTINS FILHO, M. V.; BARBOSA, R. S.; SOUZA, G. S. Soil, water and nutrient losses by interrill erosion from green cane cultivation. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 36, n. 3, p. 963-970, 2012.

SIQUEIRA, J. O.; SOARES, C. R. F. S.; SANTOS, J. G. D.; SCHNEIDER, J.; CARNEIRO, M. A. C. Micrizas e degradação do solo: caracterização, efeitos e ação recuperadora. **Tópicos em Ciência do Solo**, Viçosa, v. 5, p. 219-306, 2007.

SIQUEIRA, J. O.; SOARES, C. R. F. S.; SILVA, C. A. Matéria orgânica e a sustentabilidade de sistemas agrícolas. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. (Ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2. ed. Porto Alegre: Gênese, 2008. cap. 26, p. 495-524.

SOUSA, G. B.; MARTINS FILHO, M. V.; MATIAS, S. S. R. Perdas de solo, matéria orgânica e nutrientes por erosão hídrica em uma vertente coberta com diferentes quantidades de palha de cana-de-açúcar em Guariba - SP. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 32, n. 3, p. 490-500, 2012.

SOUZA, Z. M.; PRADO, R. M.; PAIXÃO, A. C. S.; CESARIN, L. G. Sistemas de colheita e manejo da palhada de cana-de-açúcar. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 40, n. 3, p. 271-278, 2005.

SPERLING, M. V. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Vol. 1. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 3. ed. Belo Horizonte: DESA – UFMG, 2005. p. 353- 368.

STATSOFT. **Statistica**: Quick reference. Tulsa: StatSoft, 1994. 148p

STIGTER, T. Y.; RIBEIRO, L.; CARVALHO, A. M. M. Application of a ground water quality index as an assessment and communication tool in agro-environmental policies – two Portuguese case studies. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 327, n. 3-4, p. 578-591, 2006.

TELLES, D. A.; DOMINGUES, A. F. Água na agricultura e pecuária. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. **Águas doces no Brasil**: capital ecológico, uso e conservação. 3. ed. São Paulo: Escrituras Editora, 2006. p. 325-365.

THOMAZINI, A.; AZEVEDO, H. C. A.; MENDONÇA, E. S. Perdas de solo, água e nutrientes em sistemas conservacionistas e convencionais de café no sul do estado do Espírito Santo. **Revista Brasileira de Agroecologia**, [S.l.], v. 7, n. 2, p. 150-159, 2012.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M.; ROCHA, O. Ecossistemas de águas interiores. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. **Águas doces no Brasil**: capital ecológico, uso e conservação. 3. Ed. São Paulo: Escrituras Editora, 2006. p. 161-202.

VITOUSEK, P. M.; NAYLOR, R.; CREWS, T.; DAVID, M. B.; DRINKWATER, L. E. ; HOLLAND, E.; JOHNES, P. J. ; KATZENBERGER, J. ; MARTINELLI, L. A.; MATSON, P. A.; NZIGUHEBA, G.; OJIMA, D.; PALM, C. A.; ROBERTSON, G. P.; SANCHEZ, P. A. ; TOWNSEND, A. R. ; ZHANG, F. S. Nutrient Imbalances in Agricultural Development. **Science** New York,, v. 324, p. 1519-1520, 2009

WILLIAMSON, C. E.; DODDS, W.; KRATZ, T. K.; PALMER, M. A. Lakes and streams as sentinels of environmental change in terrestrial land atmospheric processes. **Frontiers in ecology and the environment**, Washington, DC, v. 6 , n. 5, p. 247-254, 2008.