

INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO CIÊNCIA E TECNOLOGIA  
GOIANO – CAMPUS RIO VERDE  
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGROQUÍMICA

PERDAS DE AGROQUÍMICOS POR ESCOAMENTO  
SUPERFICIAL NA CULTURA DE CANA-DE-AÇÚCAR EM  
RIO VERDE – GO

Autor: Mailon Lucas Meurer Costa  
Orientador: Dr. Rafael Marques Pereira Leal

RIO VERDE - GO  
Abril – 2018

INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO CIÊNCIA E TECNOLOGIA  
GOIANO – CAMPUS RIO VERDE  
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGROQUÍMICA

PERDAS DE AGROQUÍMICOS POR ESCOAMENTO  
SUPERFICIAL NA CULTURA DE CANA-DE-AÇÚCAR EM  
RIO VERDE – GO

Autor: Mailon Lucas Meurer Costa  
Orientador: Dr. Rafael Marques Pereira Leal

Dissertação apresentada como parte das exigências para obtenção do título de MESTRE EM AGROQUÍMICA, no Programa de Pós-Graduação em Agroquímica do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano – Campus Rio Verde - Área de concentração Agroquímica.

RIO VERDE – GO  
Abril-2018

C837p Costa, Mailon Lucas Meurer  
Perdas de agroquímicos por escoamento superficial na cultura de cana-de-açúcar em Rio Verde - GO / Mailon Lucas Meurer Costa; orientador Rafael Marques Pereira Leal; co-orientador Adriano Jakelaitis. -- Rio Verde, 2018.  
47 p.

Dissertação (Graduação em Mestrado em Agroquímica) Instituto Federal Goiano, Câmpus Rio Verde, 2018.

1. Pesticidas. 2. Poluição difusa. 3. Recursos hídricos. 4. Setor canavieiro. 5. Cerrado. I. Leal, Rafael Marques Pereira, orient. II. Jakelaitis, Adriano, co-orient. III. Título.

INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA  
GOIANO – CAMPUS RIO VERDE  
DIRETORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGROQUÍMICA

**PERDAS DE AGROQUÍMICOS POR  
ESCOAMENTO SUPERFICIAL NA CULTURA DE  
CANA-DE-AÇÚCAR EM RIO VERDE - GO**

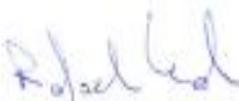
Autor: Mailon Lucas Meurer Costa  
Orientador: Rafael Marques Pereira Leal

*TITULAÇÃO:* Mestre em Agroquímica – Área de concentração  
Agroquímica.

APROVADA em 24 de abril de 2018.

  
Prof.<sup>a</sup> Dra. Veridiana Cardozo  
Gonçalves Cantão  
*Avaliadora externa*  
UniRV

  
Prof. Dr. Marconi Batista Teixeira  
*Avaliador externo*  
IF-Goiano/RV

  
Prof. Dr. Rafael Marques Pereira Leal  
*Presidente da banca*  
IF Goiano/RV

## AGRADECIMENTOS

A Deus, por proporcionar o preparo profissional e pessoal obtido no decorrer do Mestrado; por sempre colocar pessoas boas em minha caminhada; e por me levantar quando pensava não conseguir ir adiante.

Aos meus pais, por sempre estarem presentes, entendendo minhas horas de desânimo e cansaço, aliviando os fardos através de seus exemplos de vida e do amor para comigo. Obrigado por não medirem esforços para me ajudar a alcançar meus objetivos, fazendo acreditar em meu potencial.

Aos meus irmãos, tios e primos, por todo apoio durante este período de Mestrado. Agradeço em especial à minha irmã Elaine por todo o suporte que me proporcionou e aos meus primos Gilberto e Josi, pelo incentivo para ingressar na Pós-Graduação.

Ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano - Campus Rio Verde, em especial ao Programa de Pós-Graduação em Agroquímica, por todo o apoio para que este trabalho pudesse ser realizado, e com toda certeza culminou em um divisor de águas em minha vida.

À EMBRAPA Meio Ambiente, de Jaguariúna – SP, colaboradora desta pesquisa, em especial ao Laboratório de Análise de Resíduos e Contaminantes, pelas determinações dos resíduos de pesticidas nas amostras.

À Fundação Capes, do Ministério da Educação, pela bolsa de Mestrado concedida.

Ao meu orientador, professor e amigo Dr. Rafael Marques Pereira Leal, por toda sua dedicação em promover educação profissional de qualidade. Obrigado pelo incentivo, empenho, opiniões, correções, paciência... Foram tempos de muito aprendizado e crescimento!

Ao pesquisador e parceiro do projeto Dr. Robson Rolland Monticelli Barizon,

pelo empenho na concepção, instalação e condução do experimento, e também auxílio na discussão dos resultados.

Ao meu coorientador e professor Dr. Adriano Jakelaitis, por todo suporte concedido para a realização do experimento e pelo conhecimento transmitido no decorrer do curso.

Aos professores Dr. Carlos Ribeiro Rodrigues e Dr. Gustavo Castoldi, responsáveis pelo laboratório de Química Agrícola, pelas contribuições técnicas para a realização das análises laboratoriais, e por disponibilizarem o espaço físico e os materiais necessários para a condução desta pesquisa.

Ao professor Dr. Francisco Ribeiro de Araújo Neto, pelo auxílio na busca de formas de tratamento dos dados e pelos testes com os métodos estatísticos. Muito obrigado pela disponibilidade, paciência e boa vontade!

Aos meus amigos de projeto, Carollayne, Danrley, Julliana, Rafael e Wembley, por me ajudarem a tornar este trabalho uma realidade. Foram várias e longas horas de trabalho em campo e laboratório, mas nós conseguimos! Todos nós crescemos.

Aos meus amigos de Instituição, que a todo instante contribuíram para a realização deste trabalho: Altina, Gustavo D., Gustavo S., Isabela, Jeovane, Kássia, Leandro, Pâmela, Polyanna, Ricardo, Simonny, Thomas, Vanessa, Vera, Vitor, Warlles. Sozinho nada se faz!

## BIOGRAFIA DO AUTOR

Mailon Lucas Meurer Costa, nasceu em 12 de janeiro de 1994, em Ubiratã/ PR, filho de Ilson Gomes Costa e Zélia Meurer da Silva.

Em 2011, ingressou no curso de Tecnologia em Gestão Ambiental, da Faculdade Dom Bosco – Cascavel/PR, tendo grau conferido aos 30 dias de janeiro de 2013.

Em setembro de 2015, cursou como aluno especial duas disciplinas do Programa de Pós-Graduação em Agroquímica do Instituto Federal Goiano – Campus Rio Verde, vindo a ingressar oficialmente no programa em fevereiro do ano seguinte (2016), sob a orientação do professor Dr. Rafael Marques Pereira Leal, submetendo-se à defesa de dissertação em abril de 2018.

## ÍNDICE

	Página
ÍNDICE DE TABELAS.....	vi
ÍNDICE DE FIGURAS.....	vii
LISTA DE ABREVIACÕES E SÍMBOLOS.....	viii
RESUMO.....	1
ABSTRACT.....	3
INTRODUÇÃO.....	5
REFERÊNCIAS.....	9
OBJETIVOS.....	13
CAPÍTULO 1: Perdas de agroquímicos por escoamento superficial na cultura de cana-de-açúcar em Rio Verde – GO.....	14
RESUMO .....	14
ABSTRACT.....	15
1.1 - INTRODUÇÃO.....	15
1.2 - MATERIAIS E MÉTODOS.....	17
1.2.1 Análise Estatística.....	22
1.2.2 Composição dos dados.....	22
1.2.2.1 Total do parâmetro encontrado em cada ciclo.....	22
1.2.2.2 Perdas por hectare em cada ciclo.....	22
1.2.2.3 Total médio do elemento por espaçamento em cada ciclo.....	22
1.3 - RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	22
1.4 – CONCLUSÕES.....	32
1.5 – REFERÊNCIAS.....	33

## ÍNDICE DE TABELAS

	Página
CAPÍTULO 1	
Tabela 1 – Valores médios por espaçamento e ciclo.....	23
Tabela 2 – Quantidades totais verificadas.....	24
Tabela 3 – Valores máximos, mínimos, média e mediana.....	26

## ÍNDICE DE FIGURAS

	Página
CAPÍTULO 1	
Figura 1 – Área experimental.....	18
Figura 2 – Croqui da área experimental.....	19
Figura 3A – Precipitação por coleta ciclo 1.....	20
Figura 3B – Precipitação por coleta ciclo 2.....	20

## LISTA DE ABREVIACÕES E SÍMBOLOS

<b>Al</b>	Alumínio
<b>Ca</b>	Cálcio
<b>CONAB</b>	Companhia Nacional de Abastecimento
<b>CONAMA</b>	Conselho Nacional do Meio Ambiente
<b>CTC</b>	Capacidade de Troca Catiônica
<b>D0</b>	Calha a 0 metros da bordadura
<b>D5</b>	Calha a 5 metros da bordadura
<b>D15</b>	Calha a 15 metros da bordadura
<b>DT<sub>50</sub></b>	Meia vida de dissipação
<b>EMBRAPA</b>	Empresa Brasileira de Pesquisa e Agropecuária
<b>Fe</b>	Ferro
<b>GUS</b>	Índice de GUS
<b>ha</b>	Hectare
<b>IPI</b>	Instituto Internacional Potash
<b>K</b>	Potássio
<b>K<sub>2</sub>O</b>	Óxido de potássio
<b>KCl</b>	Cloreto de potássio
<b>Kf</b>	Coefficiente de sorção
<b>Koc</b>	Coefficiente de sorção normalizado ao carbono orgânico do solo
<b>log de P</b>	Logaritmo do coeficiente de partição octanol-água
<b>M.O.</b>	Matéria Orgânica
<b>MAP</b>	Mono-amônio-fosfato
<b>MAPA</b>	Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento
<b>Mg</b>	Magnésio
<b>N</b>	Nitrogênio
<b>P</b>	Fósforo
<b>P<sub>2</sub>O<sub>5</sub></b>	Pentóxido de fósforo
<b>PPDB</b>	Base de Dados de Propriedades de Pesticidas
<b>SINDIVEG</b>	Sindicato Nacional da Indústria de Produtos para Defesa Vegetal
<b>UNICA</b>	União da Indústria de cana-de-açúcar

## RESUMO

COSTA, MAILON LUCAS MEURER. Instituto Federal Goiano – Campus Rio Verde, fevereiro de 2018. **Perdas de agroquímicos por escoamento superficial na cultura de cana-de-açúcar em Rio Verde – GO.** Orientador: Rafael Marques Pereira Leal. Coorientador: Adriano Jakelaitis.

O Brasil é grande produtor de cana-de-açúcar, com uma área a ser colhida de aproximadamente 8,74 milhões de hectares na safra 2017/2018. O uso de fertilizantes e pesticidas, apesar de importante para a produção, pode ocasionar problemas ambientais como perda da qualidade do solo, toxicidade a organismos não alvo, contaminação de recursos hídricos, entre outros. O escoamento superficial é um dos principais processos de transporte de agroquímicos para fora do local aplicado, de modo que o objetivo deste trabalho foi monitorar as perdas de agroquímicos (herbicida e fertilizantes) por escoamento superficial no cultivo da cana-de-açúcar nas condições edafoclimáticas do Cerrado. O experimento foi conduzido em uma área de aproximadamente 0,6 ha (3429 m<sup>2</sup> de área plantada e 2453 m<sup>2</sup> de zona de amortecimento), situada na área experimental do Instituto Federal Goiano, Campus Rio Verde (17°48'22.67''S, 50°54'02.41''O). Foram instaladas calhas coletoras de escoamento (tipo “Gerlach”) logo abaixo da área agrícola, em uma área com pasto nativo (zona de amortecimento), nas distâncias de 0, 5 e 15 metros a partir da borda inferior da cultura, totalizando 12 calhas, com 4 repetições por espaçamento. A amostragem no primeiro ciclo de cultivo (ciclo 1) foi realizada após cada evento de precipitação, e no segundo (ciclo 2) após 7 dias de acúmulo de escoamento, com volume mínimo de 4 litros para a realização da coleta. As determinações dos resíduos de herbicida foram realizadas por cromatografia líquida acoplada a espectrometria de massas (LC-MS/MS), e as determinações de nitrogênio inorgânico, fósforo disponível, e potássio por titulometria de extratos destilados, espectrofotometria, e fotometria de chamas, respectivamente. Não houve diferenças entre as faixas de vegetação sobre o volume de escoamento e sobre o transporte de sedimentos e agroquímicos neste. O transporte de nitrogênio inorgânico por escoamento no ciclo 1 foi de 37,21 g ha<sup>-1</sup> e no ciclo 2 foi de 48,69 g ha<sup>-1</sup>. As concentrações medianas de potássio no ciclo 1 foram de 8,67 mg L<sup>-1</sup> e no ciclo 2 de 13,79 mg L<sup>-1</sup>. Duas amostras coletadas no ciclo 1 continham resíduos de diuron (0,0025 e 0,0026 mg L<sup>-1</sup>), correspondendo a 0,0016% da quantidade aplicada neste ciclo. Não houve detecção de hexazinona em nenhuma amostra de escoamento. As perdas totais de nitrogênio,

fósforo e potássio em relação ao aplicado foram pequenas, sendo de 0,01 e 0,005 % para nitrogênio, de 0,000059 e 0,0027% para fósforo e de 0,02% e 0,04% para potássio nos ciclos 1 e 2, respectivamente. As maiores quantidades de N, P e K foram verificadas no ciclo 2, onde a aplicação foi realizada em cobertura. As quantidades de sedimentos ( $50,65 \text{ kg ha}^{-1}$ ) e volume de escoamento gerado ( $14,74 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ) foram maiores no primeiro ciclo de cultivo, evidenciando a importância da cobertura vegetal na diminuição do escoamento superficial de áreas agrícolas e na prevenção de processos erosivos.

**PALAVRAS-CHAVE:** Poluição difusa, erosão, setor canavieiro, Cerrado.

## ABSTRACT

COSTA, MAILON LUCAS MEURER. Goiano Federal Institute– Rio Verde Campus, February 2018. **Loss of agrochemicals by surface runoff in the sugar cane crop in Rio Verde - GO.** Advisor: Rafael Marques Pereira Leal. Co-advisor: Adriano Jakelaitis.

Brazil is a major producer of sugarcane, with an area to be harvested of approximately 8.74 million hectares in the 2017/2018 harvest. The use of fertilizers and pesticides, although important for production, can cause environmental problems such as soil quality, toxicity to non-target organisms, water resources contamination, among others. The surface runoff is one of the main processes of agrochemicals transportation outside to the applied site, so the objective of this work was to monitor the agrochemicals losses (herbicides and fertilizers) by surface runoff in the sugarcane culture under Cerrado edaphoclimatic conditions of the. The experiment was conducted in an area of approximately 0.6 ha (3429 m<sup>2</sup> of planted area and 2453 m<sup>2</sup> of damping zone), located in the experimental area of the Goiano Federal Institute, Rio Verde Campus (17 ° 48'22.67'S, 50 ° 54'02.41 ° C). Gerlach drainage gutters were installed just below the agricultural area, in an area with native pasture (buffer zone), at distances of 0, 5 and 15 meters from the lower edge of the crop, totaling 12 gutters, with 4 repetitions per spacing. Sampling in the first crop cycle (cycle 1) was performed after each precipitation event, and in the second (cycle 2) after 7 days of flow accumulation, with a minimum volume of 4 liters for collection. The herbicide residues determinations were performed by liquid chromatography coupled to mass spectrometry (LC-MS / MS), as well as the inorganic nitrogen, available phosphorus, and potassium determinations by distillate titrations, spectrophotometry, and flame photometry respectively. There were no differences between the vegetation bands on flow volume, and on sediment and agrochemical transport in this area. Inorganic nitrogen transport by cycle 1 flow was 37.21 g ha<sup>-1</sup> and cycle 2 was 48.69 g ha<sup>-1</sup>. The median concentrations of potassium in cycle 1 were 8.67 mg L<sup>-1</sup> and in cycle 2 of 13.79 mg L<sup>-1</sup>. Two samples collected in cycle 1 had diuron residues (0.0025 and 0.0026 mg L<sup>-1</sup>), corresponding to 0.0016% of the amount applied in this cycle. There was no detection of hexazinone in any flow sample. The total nitrogen, phosphorus and potassium losses in relation to that applied were small, being 0.01 and 0.005% for nitrogen, 0.000059 and 0.0027% for phosphorus and 0.02% and 0.04% for potassium in cycles 1 and 2, respectively. The highest amounts of N, P and K were verified in cycle 2, where the application was carried out in cover. The

amount of sediment ( $50.65 \text{ kg ha}^{-1}$ ) and flow volume generated ( $14.74 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ) were higher in the first crop cycle, evidencing the importance of the vegetation cover to reduce the runoff of agricultural areas and prevent erosive processes.

**KEYWORDS:** Diffuse pollution, erosion, cane industry, Cerrado.

## INTRODUÇÃO

O Brasil é líder mundial na produção de cana-de-açúcar: as estimativas para a safra 2017/2018 são de 635,6 milhões de toneladas, com uma área a ser colhida de aproximadamente 8,74 milhões de hectares (CONAB, 2017). No cenário nacional, o setor canavieiro desempenha importante papel na economia, tendo gerado a renda estimada de R\$ 113,27 bilhões em 2015 (UNICA, 2016). O estado de Goiás possui a segunda maior área plantada (919,3 mil ha na safra 2017/2018) e é o quarto com maior produtividade do país (76.184 kg/ha na safra 2017/2018), sendo também o quarto maior produtor nacional de açúcar e o segundo maior produtor de etanol (CONAB, 2017). Fatores como fotoperíodo e índices pluviométricos adequados, relevo e topografia favoráveis à mecanização da lavoura, aliados ao incremento de área e a aplicação de tecnologia, tem aumentado a produtividade média do Estado (CONAB, 2016). Mais especificamente, o sudoeste Goiano, do qual o município de Rio Verde é o principal polo, têm sido uma das áreas preferenciais de expansão da cultura da cana, com novas usinas sendo instaladas em anos recentes.

O etanol é um combustível alternativo à gasolina em carros com motores flex, e devido ao aumento do valor do combustível fóssil, o consumo de etanol no Brasil tem aumentado. A crescente conscientização da população sobre a relação existente entre o uso de combustíveis fósseis e as mudanças climáticas também têm papel importante neste sentido, já que a queima do etanol libera menos poluentes se comparados aos combustíveis fósseis, havendo ainda absorção de gás carbônico da atmosfera no cultivo da cana-de-açúcar. Aliado a isto, as boas cotações que o açúcar tem alcançado nos mercados nacional e internacional têm fortalecido as unidades de produção, fomentando ainda mais a produção de cana-de-açúcar no Brasil.

Sistemas de monocultivo intensivos, como é o caso da cultura de cana-de-açúcar no Brasil, apresentam baixa biodiversidade e foco em altas produtividades, demandando grandes quantidades de fertilizantes e de pesticidas.

Existem 85 ingredientes ativos registrados para a cultura de cana-de-açúcar, distribuídos entre herbicidas, inseticidas, fungicidas, nematicida, acaricida, regulador de crescimento, feromônio, cupinicida e formicida. Destes, 47 são de ação herbicida, representando 55,2 % do total de ingredientes ativos (MAPA, 2018). Com relação aos fertilizantes, são utilizados os macronutrientes nitrogênio, fósforo, potássio, enxofre, cálcio e magnésio e os micronutrientes boro, cobre, manganês, molibdênio e zinco, a depender dos teores inicialmente encontrados nos solos de cultivo, do tipo de solo e da variedade cultivada. Em 2013, a cultura de cana-de-açúcar representou 15% da demanda total brasileira de fertilizantes (RURAL CENTRO, 2016).

O uso intensivo, e muitas vezes inadequado tecnicamente de fertilizantes e pesticidas, pode levar a problemas ambientais como a contaminação do solo e a perda de sua qualidade natural, toxicidade a organismos não alvo, contaminação e eutrofização de recursos hídricos, entre outros. Dependendo da forma de aplicação, características do produto e do solo, bem como das condições climáticas presentes, os agroquímicos (fertilizantes e pesticidas) podem ser transportados para compartimentos ambientais ao qual não foram aplicados, como a atmosfera e os corpos d'água, podendo ser transportados a longas distâncias e ocasionar efeitos negativos a organismos não alvo.

O escoamento superficial destaca-se como fonte de contaminação de recursos hídricos superficiais (Kemerich et al. 2013), sendo um dos principais processos de transporte dos agroquímicos para fora do local aplicado. Allan et al. (2017) verificaram a presença de resíduos de 20 herbicidas em áreas entre culturas de cana-de-açúcar e uma praia de nidificação de tartarugas marinhas, em Queensland, Austrália. Em um monitoramento de pesticidas utilizados na cultura de cana-de-açúcar em Guangxi, China, os autores detectaram resíduos de herbicidas agrícolas em todas as amostras de água, incluindo amostras de água da torneira, superficial e subterrânea, sendo encontradas concentrações máximas de 0,311 µg/L de acetoclor; 0,088 µg/L de alaclor; 0,341 µg/L de ametrina; 0,585 µg/L de atrazina e 1,312 µg/L de metolaclo (Li et al. 2018). Com a saturação dos solos, seja por chuvas subsequentes ou por precipitações pontuais que ultrapassam a capacidade de infiltração do solo, há mudança do fluxo de

água, sendo carregadas, horizontalmente, as moléculas mais solúveis (dissolvidas na solução), assim como aquelas menos solúveis (agregadas às partículas de solo e matéria orgânica em suspensão). Dada a natureza da solução escoada e o potencial de transporte de moléculas para locais mais distantes, o escoamento superficial possui elevado risco de contaminação ao ambiente e ao homem, já que a maior parte da captação de água para consumo humano no Brasil ocorre em corpos hídricos superficiais. No Brasil, 50% dos sistemas de tratamento de água são convencionais, sendo que para remoção de pesticidas seria necessário o consórcio destes com outras tecnologias, como adição de polímeros, pré-oxidação, interoxidação, adsorção em carvão ativado pulverizado ou granular ou associação destes (Pádua et al. 2009).

O clima da região de Rio Verde, segundo estudo realizado por Cardoso et al. (2014) é o Cwa - Clima subtropical de inverno seco (Classificação de Köppen-Geiger). Apresenta estação chuvosa no verão (outubro a abril) e estação seca no inverno (maio a setembro). As precipitações médias anuais verificadas no referido estudo foram de 1800 a 2200 mm. O elevado índice pluviométrico, com chuvas concentradas no verão, aliado ao uso intensivo de fertilizantes e pesticidas em função da vocação agrícola da região, é um cenário relevante e favorável à contaminação de corpos hídricos por escoamento superficial.

A utilização de faixas de vegetação em áreas agrícolas tem sido uma alternativa eficiente e econômica no controle da poluição difusa (Borin et al. 2004). Estas faixas atuam como um filtro, aumentando a rugosidade da superfície, aumentando a infiltração e diminuindo o volume e velocidade do fluxo de escoamento. Desta forma, a capacidade de transporte do escoamento é reduzida, havendo deposição de sedimentos nas faixas (Rose et al. 2002). Tais faixas promovem o aumento da interação solo-soluto; deposição de herbicidas adsorvidos aos sedimentos; aumento das comunidades microbianas do solo (melhorando a capacidade de degradação destes compostos) e o aumento da adsorção de herbicidas à vegetação e solo (Lerch et al. 2017). A diminuição do transporte de nutrientes por escoamento é devida principalmente a redução da velocidade do fluxo, aumento da infiltração deste no perfil do solo, e promoção da absorção do excesso de nutrientes pelas plantas (Zhou et al. 2014).

O herbicida Velpar K®, utilizado no experimento, é um agroquímico registrado para a cultura de cana-de-açúcar, sendo composto pelos ingredientes ativos hexazinona e diuron. O diuron é pouco solúvel em água (35,6 mg L<sup>-1</sup>), pouco volátil

( $1,15 \times 10^{-03}$  mPa), possui coeficiente de partição octanol/água moderado ( $\log$  de  $P = 2,87$ ), é pouco móvel no solo ( $K_f = 17,95$  e  $K_{oc} = 813$ ) e tem baixo potencial de lixiviação ( $GUS = 1,83$ ), mas possui elevado potencial de transporte associado à partículas (PPDB, 2018). Assim, as formas mais prováveis de transporte deste para fora do local aplicado são pela volatilização (quando em condições de elevada temperatura) e pela perda de sedimentos da área agrícola, já que esta molécula tem maior afinidade com partículas hidrofóbicas, presentes na matéria orgânica do solo. A meia vida de dissipação desta molécula no solo é de 89 dias, sendo considerada moderadamente persistente (PPDB, 2018). A hexazinona, por outro lado, é altamente solúvel em água ( $33000 \text{ mg L}^{-1}$ ), possui pouca interação com partículas hidrofóbicas do solo ( $\log$  de  $P = 1,17$ ), é muito móvel ( $K_{oc} = 54$ ), pouco volátil ( $0,03 \text{ mPa}$ ), possui alto potencial de lixiviação ( $GUS = 4,43$ ) e potencial médio de transporte associado às partículas. (PPDB, 2018). Com base nestas características, é provável que esta molécula seja transportada para fora do local de aplicação por escoamento superficial, lixiviação ou volatilização (quando em elevada temperatura), configurando alto risco de contaminação de corpos hídricos superficiais e subterrâneos. A hexazinona possui meia vida de dissipação de 90 dias, sendo também considerada moderadamente persistente (PPDB, 2018).

Em um estudo de monitoramento dos herbicidas hexazinona e diuron no rio Pardo, principal manancial da região nordeste do Estado de São Paulo, e que passa por um grande polo sucroalcooleiro, foram encontradas concentrações máximas de  $50,53$  e  $408 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$  de hexazinona e diuron, respectivamente (Paschoalato et al, 2007), evidenciando o transporte destas moléculas para fora do local aplicado.

Com relação aos fertilizantes, especialmente os macronutrientes N, P e K, os principais impactos estão relacionados a contaminação de corpos hídricos, podendo levar ao processo de eutrofização, causando efeitos deletérios à comunidade aquática e também dificultando o tratamento da água para consumo humano. Os potenciais efeitos da eutrofização são: aumento excessivo da biomassa de comunidades planctônicas e bentônicas; crescimento de espécies de algas potencialmente tóxicas; aumento da frequência de mortandade de peixes; diminuição da biomassa de peixes e moluscos cultiváveis; redução da diversidade de espécies; alteração do sabor, odor, turbidez e cor da água; depleção de oxigênio dissolvido e a redução da balneabilidade (Mota, 2006; Smith et al. 2009).

Com relação ao fósforo, em solos de regiões tropicais, depois de sua dissolução no solo, grande parte do que é aplicado fica retido nas partículas de argila. Estas, por sua vez, podem ser carregadas pelo escoamento superficial em decorrência de processos erosivos, e implica em transporte do fósforo para corpos hídricos superficiais. O potássio aplicado ( $K^+$ ) é retido nas partículas de carga negativa do solo, porém com pouca força em relação a íons bi ou trivalentes, sendo que em solos muito arenosos, o íon potássio pode ser muito lixiviado ou perdido por escoamento superficial, podendo atingir corpos hídricos subterrâneos e/ou superficiais. O nitrato ( $NO_3^-$ ) é a forma em que quase todo o nitrogênio aplicado é absorvido pelas raízes das plantas. Por possuir carga negativa, este íon é altamente lixiviado/perdido por escoamento em solos de clima temperado com cargas permanentes e balanço de carga negativo, havendo repulsão eletrostática. Em solos tropicais, pode ser retido ou não, dependendo do pH do meio e da mineralogia da fração argila, onde valores de pH mais ácidos em solos mais intemperizados são condições que irão favorecer sua retenção. Em um experimento de campo com chuva simulada na região oeste do Estado do Paraná, Bertol et al (2005) verificaram a perda por escoamento de 4,8% do nitrogênio aplicado na forma de adubo mineral, sendo encontradas concentrações de  $1,817 \text{ mg L}^{-1}$  de nitrato e  $0,312 \text{ mg L}^{-1}$  de amônio nas amostras de enxurrada.

## REFERÊNCIAS

- ALLAN, H. L.; MERWE, J. P.; FINLAYSON, K. A.; O'BRIEN, J. W.; MUELLER, J. F.; LEUSCH, F. D. L. Analysis of sugarcane herbicides in marine turtle nesting areas and assessment of risk using in vitro toxicity assays. **Chemosphere**, v. 185, p. 656-664, 2017.
- BERTOL, O. J.; RIZZI, N. E.; FAVARETTO, N.; LAVORANTI, O. J. Perdas de nitrogênio via superfície e subsuperfície em sistema de semeadura direta. **FLORESTA**, v. 35, n. 3, 2005.
- BORIN, M.; VIANELLOA, M.; MORARIA, F.; ZANIN, G. Effectiveness of buffer strips in removing pollutants in runoff from a cultivated field in North-East Italy. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 105, n. 1-2, p. 101-114, 2005.
- CAMARGO, J. A.; ALONSO, A. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment. **Environment International**, v. 32, n. 6, p. 831-849, 2006.

CARDOSO, M. R. D.; MARCUZZO, F. F. N.; BARROS, J. R. Classificação climática de Köppen-Geiger para o estado de Goiás e o Distrito Federal. **ACTA Geográfica**. Boa Vista, v.8, n.16, p. 40-55, 2014.

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO (CONAB). Acompanhamento da safra brasileira: cana-de-açúcar safra 2015/2016. Disponível em: <<https://www.conab.gov.br/index.php/info-agro/safras/cana> > Acesso em: 15 abr. 2018.

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO (CONAB). Acompanhamento da safra brasileira: cana-de-açúcar safra 2017/2018. Disponível em: <<https://www.conab.gov.br/index.php/info-agro/safras/cana> > Acesso em: 15 abr. 2018.

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA). **Clima**. Disponível em: <<http://www.cnpf.embrapa.br/pesquisa/efb/clima.htm>> Acesso em 05 fev. 2018.

FAN, A. M.; STEINBERG, V. E. Health Implications of Nitrate and Nitrite in Drinking Water: An Update on Methemoglobinemia Occurrence and Reproductive and Developmental Toxicity. **Regulatory Toxicology And Pharmacology**, v. 23, n. 1, p. 35-43, 1996.

GERBENS-LEENES, P.W.; HOEKSTRA, A.Y. The water footprint of sweeteners and bio-ethanol from sugar cane, sugar beet and maize. Value of Water Research Report Series No. 38, **UNESCO-IHE**, Delft, the Netherlands. 2009.

GERBENS-LEENES, P.W.; HOEKSTRA, A.Y.; Van der MEER, T.H. The water footprint of bioenergy. **Proceedings of the National Academy of Sciences**. Washington, EUA, v.106, n.25 , p.10219-10223, 2009.

HOEKSTRA, A.Y.; CHAPAGAIN, A.K.; ALDAYA, M.M.; MEKONNEN, M.M. (2011). **The water footprint assessment manual: setting the global standard**. Disponível em: <[http://waterfootprint.org/media/downloads/TheWaterFootprintAssessmentManual\\_2.pdf](http://waterfootprint.org/media/downloads/TheWaterFootprintAssessmentManual_2.pdf)> Acesso em: 15 nov. 2016.

HOEKSTRA, A. Y., HUNG, P. Q. Virtual water trade: A quantification of virtual water flows between nations in relation to international crop trade. Value of Water Research Report Series N. 11, **UNESCO-IHE**, Delft, Netherlands.2002.

International Potash Institute (IPI). **O Agronegócio Brasileiro e o Mercado de Fertilizantes (2013 – 2018)**. Disponível em: <<https://www.ipipotash.org/udocs/o-agronegocio-brasileiro-e-o-mercado-de-fertilizantes-cleber-vieira.pdf>> Acesso em: 09 abr. 2018.

KAPIL, A.; MICKELSON, S. K.; HELMERS, M. J.; BAKER, J. L. Review of pesticide retention processes occurring in buffer strips receiving agricultural runoff. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 46, n. 3, p. 618-647, 2010.

KEMERICH, P. D. C.; MARTINS, S. R.; KOBİYAMA, M.; SANTI, A. L.; FLORES, C. E. B.; BORBA, W. F.; FERNANDES, G. D.; CHERUNIN, M. R. Qualidade da água oriunda do escoamento superficial simulado em bacia hidrográfica. **Ciência e Natura**, v. 35, n. 2, p. 136-151, 2013.

KRUTZ, L. J.; SENSEMAN, R. M.; ZABLOTOWITZ, MATOCHA, M. A. Reducing herbicide runoff from agricultural fields with vegetative filter strips: a review. **Weed Science Society of America**, v. 53, n. 3, p. 353–367, 2005.

LAVORENTI, A.; PRATA, F.; REGITANO, J. B. Comportamento de pesticidas em solos – Fundamentos. **Tópicos em Ciência do Solo**, Viçosa, v. 3, p. 335-400, 2003.

LERCH, R. N.; LIN, C. H.; GOYNE, K. W.; KREMER, R. J.; ANDERSON, S. H. Vegetative buffer strips for reducing herbicide transport in runoff: effects of buffer width, vegetation, and season. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 53, n. 3, p. 667-683, 2017.

LI, H.; FENG, Y.; LI, X.; ZENG, D. Analytical Confirmation of Various Herbicides in Drinking Water Resources in Sugarcane Production Regions of Guangxi, China. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 100, p. 815-820, 2018.

LIU, J.; YANG, H. Spatially explicit assessment of global consumptive water uses in cropland: green and blue water. **Journal of Hydrology**, v.384, n. 3, p. 187-197, 2010.

Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA). **Consulta de ingrediente ativo: cultura cana-de-açúcar**. Disponível em: <[http://agrofit.agricultura.gov.br/agrofit\\_cons/principal\\_agrofit\\_cons](http://agrofit.agricultura.gov.br/agrofit_cons/principal_agrofit_cons)> Acesso em 09 abr. 2018.

MOTA, S. Introdução à engenharia ambiental. 4. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2006.

PASCHOALATO, C. F. P. R.; DANTAS, A. D. B.; ROSA, I. D. A.; FALEIROS, R. de J. R.; BERNARDO, L. D. B. Uso de carvão ativado para remoção dos herbicidas diuron e hexazinona de água. **REVISTA DAE**, v. 179, 2012.

PÁDUA, V. L. (coordenador). Remoção de microrganismos emergentes e microcontaminantes orgânicos no tratamento de água para consumo humano. 1. ed. Belo Horizonte: ABES, 2009.

ROSE, C. W.; HOGARTH, W. L.; GHADIRI, H.; PARLANGE, J. Y.; OKOM, A. Overland flow to and through a segment of uniform resistance. **Journal of Hydrology**. v.255, n. 1, p. 134-150. 2002.

RURAL CENTRO. **Uso de fertilizantes no Brasil por cultura agrícola**. Disponível em: <<http://ruralcentro.uol.com.br/analises/uso-de-fertilizantes-no-brasil-por-cultura-agricola-4696#y=1065>> Acesso em: 16 nov. 2016.

SECKLER, D.; AMARASINGHE, U.; MOLDEN, D.J., DE SILVA, R.; BARKER, R. World water demand and supply: Scenarios and issues. **IWMI Research Report 19**, IWMI, Colombo, Sri Lanka, p. 1990-2025, 1998.

Sindicato Nacional da Indústria de Produtos para Defesa Vegetal (SINDIVEG). **Comercialização de Agrotóxicos - 2012 a 2014**. Disponível em: <<http://dados.contraosagrototoxicos.org/dataset/comercializacao-de-agrotoxicos-2012-a-2014>> Acesso em 09 abr. 2018.

SMITH, V. H. & SCHINDLER, D. W. Eutrophication science: where do we go from here? **Trends in Ecology and Evolution**, v. 24, n. 4, p. 201-207, 2009.

UNIÃO DA INDÚSTRIA DE CANA-DE-AÇÚCAR (UNICA). **PIB do setor sucroenergético gerou mais de R\$ 113 bilhões em 2015**. Disponível em: <<http://www.unica.com.br/noticia/705197392033158412/pib-do-setor-sucroenergetico-gerou-mais-de-r-por-cento24-113-bilhoes-em-2015/>> Acesso em: 15 nov. 2016.

Universidade de Hertfordshire. **Base de Dados de Propriedades de Pesticidas (PPDB)**. Disponível em: <<http://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/Reports/260.htm>> Acesso em: 09 jan 2018.

ZHOU, X.; HELMERS, M. J.; ASBJORNSEN, H.; KOLKA, R.; TOMER, M. D.; CRUSE, R.M. Nutrient removal by prairie filter strips in agricultural landscapes. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 69, n. 1, p. 54-64, 2014.

ZHANG, Y.; COLLINS, A. L.; JOHNES, J.I.; JONES, J.I. Projected impacts of increased uptake of source control mitigation measures on agricultural diffuse pollution emissions to water and air. **Land Use Policy**, v. 62, p. 185–201, 2017.

## OBJETIVOS

### **Geral**

Quantificar as perdas de agroquímicos (herbicida e fertilizantes) por escoamento superficial no cultivo convencional da cana-de-açúcar ao longo de duas safras agrícolas.

### **Específicos**

- Quantificar os teores totais de resíduos dos herbicidas diuron e hexazinona e de N, P e K no escoamento superficial;
- Avaliar a quantidade total de sedimento perdida por escoamento superficial na área agrícola;
- Quantificar o volume total de escoamento gerado;
- Avaliar a influência do tamanho da área de amortecimento na quantidade de sedimento e escoamento gerado, bem como na concentração de agroquímicos no escoamento.

## CAPÍTULO I

(Normas de acordo com a Revista Ciência Agronômica)

### **Perdas de agroquímicos por escoamento superficial na cultura de cana-de-açúcar em Rio Verde – GO**

**RESUMO:** O objetivo deste trabalho foi monitorar as perdas de agroquímicos (herbicidas e fertilizantes) por escoamento superficial no cultivo da cana-de-açúcar nas condições edafoclimáticas do Cerrado. O experimento foi conduzido em uma área de 0,6 hectares situada na área experimental do Instituto Federal Goiano, Campus Rio Verde. Foram instalados coletores de escoamento abaixo da área agrícola, em uma área com pasto nativo, nas distâncias de 0, 5 e 15 metros da borda inferior da cultura. A amostragem no primeiro ciclo de cultivo (ciclo 1) foi realizada após cada evento de precipitação, e no segundo (ciclo 2) após 7 dias de acúmulo de escoamento, com volume mínimo de 4 litros. As determinações dos resíduos de herbicida, nitrogênio inorgânico, fósforo disponível e potássio foram realizadas por cromatografia líquida acoplada a espectrometria de massas, titulometria de extratos destilados, espectrofotometria, e fotometria de chama, respectivamente. As perdas totais de nitrogênio, fósforo e potássio em relação ao aplicado foram pequenas, sendo de 0,01 e 0,005 % para nitrogênio, de 0,000059 e 0,0027% para fósforo e de 0,02% e 0,04% para potássio nos ciclos 1 e 2, respectivamente, sendo as maiores quantidades de sedimentos ( $50,65 \text{ kg ha}^{-1}$ ) e volume de escoamento ( $14,74 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ ) verificadas no ciclo 1. Apenas duas amostras continham resíduos de diuron (0,0025 e 0,0026  $\text{mg L}^{-1}$ ), sendo estas coletadas no ciclo 1, correspondendo a 0,0016% da quantidade de diuron aplicada neste ciclo. Não houve detecção de hexazinona em nenhuma amostra de escoamento.

**PALAVRAS-CHAVE:** Poluição difusa. Recursos hídricos. Pesticidas. Fertilizantes.

**ABSTRACT:** The objective of this work was to monitor the agrochemicals losses (herbicide and fertilizers) by surface runoff in the sugarcane culture under the Cerrado edaphoclimatic conditions. The experiment was conducted in an area of 0.6 hectares located in the experimental area of the Goiano Federal Institute, Rio Verde Campus. Flow collectors were installed below the agricultural area, in an area with native pasture, at distances of 0, 5 and 15 meters from the lower edge of the crop. Sampling in the first crop cycle (cycle 1) was performed after each precipitation event, and in the second (cycle 2) after 7 days of flow accumulation, with a minimum volume of 4 liters. The herbicide, inorganic nitrogen, available phosphorus and potassium determinations were determined by liquid chromatography coupled to mass spectrometry, titrations of distilled extracts, spectrophotometry, and flame photometry, respectively. The total nitrogen, phosphorus and potassium losses in relation to that applied were small, being 0.01 and 0.005% for nitrogen, 0.000059 and 0.0027% for phosphorus and 0.02% and 0.04% for (50.65 kg ha<sup>-1</sup>) and flow volume (14.74 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>) in cycle 1. Only two samples contained diuron ( 0.0025 and 0.0026 mg L<sup>-1</sup>), which were collected in cycle 1, corresponding to 0.0016% of the amount of diuron applied in this cycle. There was no detection of hexazinone in any flow sample.

**KEYWORDS:** Diffuse pollution. Water resources. Pesticides. Fertilizers.

## 1.1 - INTRODUÇÃO

O cultivo de cana-de-açúcar no Brasil é bastante expressivo (8,74 milhões de hectares na safra 2017/2018), sendo o estado de Goiás o segundo no ranking nacional (919,3 mil hectares de área plantada) (CONAB, 2017). Para esta cultura, a comercialização nacional de fertilizantes em 2013 foi de 4,58 milhões de toneladas (IPI, 2018), sendo as vendas de pesticidas em 2014 de 68,15 mil toneladas de produto formulado (SINDIVEG, 2016).

O escoamento superficial destaca-se como fonte de contaminação de recursos hídricos superficiais (Kemerich et al. 2013), sendo um dos principais processos de transporte dos agroquímicos para fora do local aplicado, possuindo elevado risco de contaminação ao ambiente e ao homem, pois a maior parte dos sistemas de abastecimento de água no Brasil utilizam águas de corpos hídricos superficiais, e 50% destes sistemas são convencionais e pouco eficientes na remoção de pesticidas (Pádua et

al. 2009). A utilização de faixas de vegetação em áreas agrícolas tem sido uma alternativa eficiente e econômica no controle da poluição difusa (Borin et al. 2004), aumentando a interação solo-soluto, a taxa de infiltração do escoamento e a adsorção de herbicidas à vegetação e solo (Lerch et al. 2017), favorecendo também a absorção do excesso de nutrientes pelas plantas (Zhou et al. 2014).

O herbicida (Velpar K®) utilizado no experimento é registrado para a cultura de cana-de-açúcar, sendo composto pelos ingredientes ativos hexazinona e diuron. O diuron é moderadamente persistente (DT50= 89 dias), pouco solúvel em água (35,6 mg L<sup>-1</sup>), possui coeficiente de partição octanol/água moderado (log de P = 2,87) e elevado potencial de transporte associado às partículas (PPDB, 2018). A hexazinona é altamente solúvel em água (33000 mg L<sup>-1</sup>), é moderadamente persistente (DT50 = 90 dias), muito móvel (Koc = 54), possui potencial médio de transporte associado às partículas e alto potencial de lixiviação (GUS = 4,43) (PPDB, 2018). Em um monitoramento dos herbicidas hexazinona e diuron no rio Pardo, que passa por um grande polo sucroalcooleiro, foram encontradas concentrações máximas de 50,53 e 408 µg L<sup>-1</sup> de hexazinona e diuron, respectivamente (Paschoalato et al, 2012), evidenciando o transporte destas moléculas para fora do local aplicado.

Com relação aos fertilizantes, em solos tropicais, grande parte do fósforo aplicado fica retida nas partículas de argila, podendo ser carregada pelo escoamento superficial em decorrência de processos erosivos. Por ser monovalente, o potássio aplicado (K<sup>+</sup>) é retido com pouca força nas cargas negativas do solo, sendo muito perdido por escoamento superficial ou lixiviação em solos arenosos de áreas com alta precipitação pluvial. Em solos aerados, a maior parte do N aplicado se encontra na forma de nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>). Em solos tropicais, o NO<sub>3</sub><sup>-</sup> pode ser retido ou não, dependendo do pH do meio e da mineralogia da fração argila, onde valores de pH mais ácidos em solos

intemperizados irão favorecer sua retenção. Em um experimento de campo com chuva simulada na região oeste do Estado do Paraná, Bertol et al (2005) encontraram concentrações de  $1,817 \text{ mg L}^{-1}$  de nitrato e  $0,312 \text{ mg L}^{-1}$  de amônio nas amostras de enxurrada, sendo verificada a perda por escoamento de 4,8% do nitrogênio aplicado na forma de adubo mineral.

Informações sobre as perdas de agroquímicos pelas culturas agrícolas através do escoamento superficial ainda são incipientes, em especial em áreas de produção agrícolas localizadas no bioma Cerrado. Neste contexto, este trabalho teve como objetivo quantificar e monitorar as perdas de agroquímicos (herbicida e fertilizantes) por escoamento superficial no cultivo convencional da cana-de-açúcar ao longo de duas safras agrícolas, em uma área experimental em Rio Verde/GO.

## 1.2 - MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido em uma área de aproximadamente 0,6 ha (3429 m<sup>2</sup> de área plantada e 2453 m<sup>2</sup> de zona de amortecimento), situado na área experimental do Instituto Federal Goiano, Campus Rio Verde (17°48'22.67''S, 50°54'02.41''O, elevação 732 m) (Figura 1). O solo da área experimental é um Latossolo Vermelho distrófico, pH 5,5, textura argilosa (34,9% areia, 58,1% argila e 7% silte) e  $17,15 \text{ mg dm}^{-3}$  de M.O.

Antes da instalação dos coletores a campo, em dezembro de 2014, foram coletadas amostras de solo representativas da área para análise química (EMBRAPA, 2009), obtendo com isso a caracterização prévia do solo da área (CTC de  $5,4 \text{ cmolc dm}^{-3}$ ;  $1,97 \text{ mg dm}^{-3}$  de P;  $32,1 \text{ mg dm}^{-3}$  de K;  $2,1 \text{ cmolc dm}^{-3}$  de Ca;  $0,67 \text{ cmolc dm}^{-3}$  de Mg) e as estimativas das doses de insumos a serem empregadas na correção do solo. Em novembro de 2015, foi realizada a dessecação da pastagem na área

a ser cultivada com cana-de-açúcar, sendo aplicado de forma mecanizada o herbicida glifosato na dose de  $4 \text{ L ha}^{-1}$ .

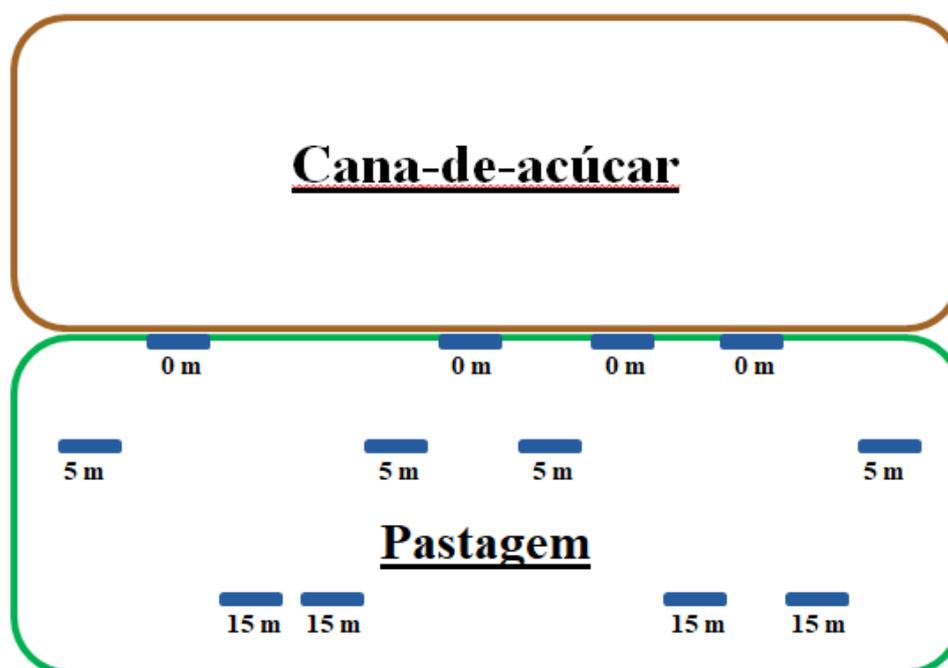
Em dezembro de 2015, logo abaixo à área a ser cultivada, foram instaladas calhas coletoras de escoamento tipo “Gerlach” (rente à superfície, com 1,5 m de abertura) em uma área com pasto nativo (zona de amortecimento), nas distâncias de 0, 5 e 15 metros a partir da borda inferior da área a ser plantada, sendo denominadas D0, D5 e D15, respectivamente (Figura 2). No total foram 12 calhas, com 4 repetições por espaçamento.

Figura 1 – Área experimental



Fonte: Google Earth (2018).

Figura 2 – Croqui da área experimental



\* m (metros) = Distância do limite entre área da cultura e pastagem.

Para a correção do solo, em função dos baixos teores detectados na análise química prévia, em janeiro de 2016 foram aplicados os micronutrientes Boro ( $2 \text{ kg ha}^{-1}$ ) e Zinco ( $6 \text{ kg ha}^{-1}$ ). Os teores de fósforo estavam muito baixos ( $1,97 \text{ mg dm}^{-3}$ ), sendo então aplicados  $5 \text{ kg}$  de Fósforo para cada % de argila do solo, totalizando  $318,69 \text{ kg ha}^{-1}$  de  $\text{P}_2\text{O}_5$  ou aproximadamente  $664 \text{ kg ha}^{-1}$  de MAP.

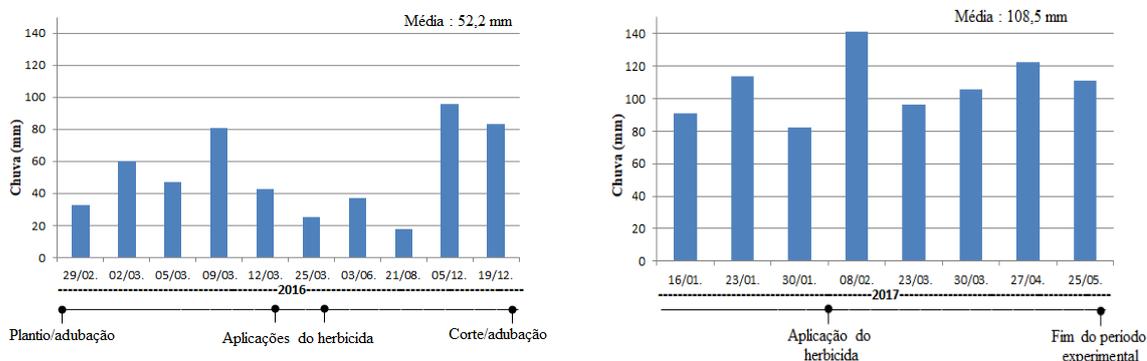
Na adubação de plantio da cana-de-açúcar, utilizaram  $266,43 \text{ kg ha}^{-1}$  de MAP ( $42,5 \text{ g/m}$  linear de MAP) e  $202,4 \text{ kg ha}^{-1}$  de KCl ( $31,11 \text{ g/m}$  linear de KCL) e  $2 \text{ kg ha}^{-1}$  de Boro. Posteriormente à adubação foi realizado o plantio das mudas de cana-de-açúcar, que ocorreu na segunda quinzena de fevereiro de 2016. Antes do fechamento dos sulcos, foi aplicado o cupinicida Regent® 800 WG por cima das mudas de cana, na dose de  $250 \text{ g p. c. ha}^{-1}$ .

Para erradicação de plantas daninhas, no dia 14 de março de 2016 aplicaram, de forma mecanizada,  $2,5 \text{ kg ha}^{-1}$  do herbicida Velpar K®, sendo necessário realizar

aplicação manual do produto na pastagem remanescente, o que ocorreu no dia 07 de abril, aplicando mais  $1,66 \text{ kg ha}^{-1}$  de Velpar K® na área cultivada.

A partir do plantio iniciaram as coletas, o processamento e análise das amostras de escoamento, após cada evento de precipitação. Para o segundo período chuvoso (novembro de 2016 a maio de 2017), devido ao trabalho operacional despendido nas coletas e aos custos envolvidos nas análises, estabeleceu-se um volume mínimo no reservatório e um período de acúmulo para a realização das coletas, sendo 4 litros e 7 dias, respectivamente. Quando não atingido o volume de 4 litros no final dos 7 dias, as amostras foram descartadas. O período de acúmulo iniciou a partir da primeira precipitação após a última coleta ou descarte das amostras. Para casos de elevada precipitação, estabeleceu-se também um volume máximo no reservatório (50 litros) para que, quando ultrapassado, fosse realizada mais de uma coleta dentro dos 7 dias de acúmulo. Foram realizadas 10 coletas de amostras no primeiro ciclo de cultivo (ciclo1) e 8 no segundo (ciclo 2) (Figuras 3A e 3B). Dado o período de chuvas da região, o ciclo 1 correspondeu a 295 dias e o ciclo 2 a 137 dias, sendo no total coletados 549,42 e 467,2 litros de escoamento, respectivamente.

Figura 3A – Precipitação por coleta ciclo 1      Figura 3B – Precipitação por coleta ciclo 2



O corte da cana-de-açúcar do primeiro ciclo de produção foi concluído no dia 20 de dezembro de 2016, sendo a adubação do segundo ciclo realizada nos dias 22, 23 e 24 deste mesmo mês, sendo aplicados  $61,85 \text{ kg ha}^{-1}$  de N,  $15,46 \text{ kg ha}^{-1}$  de  $\text{P}_2\text{O}_5$  e  $61,85 \text{ kg ha}^{-1}$  de  $\text{K}_2\text{O}$ . A aplicação do herbicida Velpar K® foi realizada no dia 03 de fevereiro de 2017, de forma mecanizada, na dose de  $2,5 \text{ kg ha}^{-1}$ .

A quantificação de sedimentos e do volume total de escoamento coletado foi realizada logo após a coleta, sendo a primeira por floculação com cloreto de cálcio, seguida de sifonação do sobrenadante e secagem dos sedimentos para posterior pesagem; e a segunda por medição com proveta graduada. As alíquotas para determinação de N, P, K e herbicida foram filtradas com papel filtro e mantidas congeladas até o momento das análises. As quantificações de sedimentos e volume total de escoamento coletado, assim como às análises de N, P e K, foram realizadas no Laboratório de Química Agrícola do IF Goiano, Campus Rio Verde. As determinações de nitrogênio inorgânico (amônio e nitrito + nitrato) foram realizadas por titulometria de extratos destilados, sendo as determinações de fósforo disponível e potássio realizadas por espectrofotometria e fotometria de chamas, respectivamente, após extração com solução HCl 50%, conforme descrito por TEDESCO et al. (1995).

As alíquotas reservadas para a análise dos resíduos do herbicida foram armazenadas congeladas em frascos âmbar, sendo posteriormente enviadas ao Laboratório de Análise de Resíduos e Contaminantes da Embrapa Meio Ambiente, de Jaguariúna/SP, sendo realizadas as extrações e quantificações dos resíduos do herbicida. Para tal, as amostras foram pré-concentradas em cartucho de extração em fase sólida OASIS HLB (Waters), sendo que antes da passagem da amostra o cartucho foi ativado com 1 ml de metanol e condicionado com 1 ml de água deionizada. Após a passagem da amostra com um fluxo lento, o cartucho foi seco por 5 minutos e finalmente os resíduos

dos herbicidas foram eluídos com 2 ml de metanol. Os resíduos foram secos e ressuspensos em 2 ml de fase móvel. O extrato foi filtrado em membrana de 0,45  $\mu\text{m}$  e injetado no sistema de cromatografia líquida acoplada à espectrometria de massas (LC-MS/MS), conforme adaptação de MONTEIRO et al. (2012), sendo o limite de quantificação do método de 0,0025  $\text{mg L}^{-1}$ .

### **1.2.1 Análise Estatística**

Os resultados são apresentados e discutidos pela estatística descritiva, na forma de médias e valores absolutos.

### **1.2.2 Composição dos dados**

1.2.2.1 Total do parâmetro encontrado em cada ciclo:

- Somatório das concentrações X somatório do volume de escoamento.

1.2.2.2 Perdas por hectare em cada ciclo:

- Soma das médias das calhas 0 metros X 191,90 (relação existente entre área de contribuição da calha D0 com 1 hectare, sendo a primeira 191,90 vezes menor que a segunda).

1.2.2.3 Total médio do elemento por espaçamento em cada ciclo:

- Total (concentração X volume) / número de observações.

## **1.3 – RESULTADOS E DISCUSSÃO**

Com relação à eficiência das faixas de vegetação na atenuação da quantidade de sedimento e escoamento gerado, bem como na concentração de nutrientes no escoamento, não houve diferenças entre os tratamentos, já que as oscilações encontradas

neste trabalho foram altas, sobrepondo os valores entre os tratamentos, possivelmente mascarando as diferenças (Tabela 1). Também não foi possível observar a influência das faixas no transporte dos herbicidas pelo pequeno número de amostras positivas (nenhuma detecção de hexazinona / duas amostras positivas para diuron). Em um estudo de 5 anos com faixas de vegetação no Neal Smith National Wildlife Refuge, em Iowa, EUA, os autores verificaram redução de 67, 84 e 90% do transporte anual de nitrato, N total e P total, respectivamente, em relação ao verificado nas áreas controle (sem faixas de vegetação). Neste caso, as quantidades (largura) e a distribuição (base, rampa ou topo) das faixas não levaram a diferenças significativas (Zhou et al. 2014). Em um experimento realizado na Universidade de Missouri, EUA, com faixas de 8 metros de gramíneas houve a redução de 70% das cargas de herbicidas (Atrazina, Metolacoloro e Glifosato) e 60% das quantidades de sedimentos quando comparadas com o tratamento controle (sem vegetação) (Lerch et al. 2017).

Tabela 1 - Valores médios por espaçamento e ciclo

Espaçamento	Parâmetro					
	N inorgânico	Fósforo	Potássio	Sedimentos	Volume	
<b>Ciclo 1</b>	D0	24,96 ( $\pm$ 36,61)*	0,78 ( $\pm$ 0,88)	12,96 ( $\pm$ 11,54)	37,13 ( $\pm$ 86,89)	7,65 ( $\pm$ 10,45)
	D5	34,60 ( $\pm$ 64,05)	0,90 ( $\pm$ 1,60)	12,72 ( $\pm$ 16,22)	1,98 ( $\pm$ 6,58)	3,48 ( $\pm$ 2,47)
	D15	28,06 ( $\pm$ 58,86)	1,06 ( $\pm$ 1,56)	11,44 ( $\pm$ 11,55)	3,42 ( $\pm$ 9,43)	3,3 ( $\pm$ 2,62)
<b>Ciclo 2</b>	D0	31,69 ( $\pm$ 34,35)	1,58 ( $\pm$ 0,88)	14,91 ( $\pm$ 14,08)	2,55 ( $\pm$ 4,74)	6,76 ( $\pm$ 8,05)
	D5	28,71 ( $\pm$ 30,12)	2,15 ( $\pm$ 2,50)	18,50 ( $\pm$ 22,59)	1,56 ( $\pm$ 4,43)	3,94 ( $\pm$ 2,24)
	D15	31,38 ( $\pm$ 32,19)	2,91 ( $\pm$ 2,34)	24,73 ( $\pm$ 21,84)	0,84 ( $\pm$ 0,48)	4,29 ( $\pm$ 2,15)

\* ( $\pm$ ) Desvio padrão da média.

Para o nitrogênio inorgânico (amônio + nitrito + nitrato), foram encontrados um total de 2813,23 mg no ciclo 1 e 2905,10 mg no ciclo 2, correspondendo a 37,21 g e 48,69 g ha<sup>-1</sup>, respectivamente (Tabela 2). A maior média aritmética das concentrações

no ciclo 1 foi de 147 mg L<sup>-1</sup>, sendo a mediana de 7,78 mg L<sup>-1</sup>. Para o ciclo 2, todavia, estes valores foram de 74,06 mg L<sup>-1</sup> e 22,61 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente (Tabela 3). A resolução CONAMA 357/05 estabelece para corpos hídricos de classe I, concentrações máximas de 10,0 mg L<sup>-1</sup> de N na forma de nitrato (44,28 mg L<sup>-1</sup> de NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), 1,0 mg L<sup>-1</sup> de N na forma de nitrito (3,29 mg L<sup>-1</sup> de NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) e 2,0 mg L<sup>-1</sup> de N na forma amoniacal (2,57 mg L<sup>-1</sup> de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), que equivalem a 50,14 mg L<sup>-1</sup> de amônio + nitrito + nitrato. A maior média encontrada no ciclo 1 (147 mg L<sup>-1</sup>) é 2,9 vezes superior a este limite, sendo a maior média (74,06 mg L<sup>-1</sup>) do ciclo 2 também maior que o limite estabelecido pela legislação brasileira. Entretanto, torna-se necessário considerar o efeito de diluição que ocorre quando o escoamento superficial chega no corpo hídrico, sendo esta simulação não realizada neste trabalho.

Tabela 2 – Quantidades totais verificadas

	N inorgânico		Fósforo		Potássio		Sedimentos		Volume	
	mg	mg ha <sup>-1</sup>	mg	mg ha <sup>-1</sup>	mg	mg ha <sup>-1</sup>	g	t ha <sup>-1</sup>	L	L ha <sup>-1</sup>
<b>Ciclo 1</b>	2813,23	37212,6	76,18	830,88	1261,4	21361,1	1137,44	0,051	549,42	14737,57
<b>Ciclo 2</b>	2905,1	48640,6	186,05	1930,26	1830,7	22075,9	145,53	0,004	467,2	9778,35

Com relação à quantidade de N adicionada à área, no ciclo 1 foi realizada adubação de plantio incorporada, fornecendo o total de 26,64 kg ha<sup>-1</sup> de N à área. Já no ciclo 2, foi realizada adubação de cobertura, fornecendo 61,85 kg ha<sup>-1</sup> de N à área, 57% mais N que no ciclo 1. A quantidade de escoamento foi menor no ciclo 2, cerca de 85 % da verificada no ciclo 1 (Tabela 2). Desta forma, é possível observar que, apesar da redução da quantidade de escoamento neste ciclo, a maior quantidade de N adicionado à área levou ao aumento nas quantidades de N inorgânico encontrado nas calhas no ciclo 2. No momento da adubação de correção o solo estava com pouco material vegetal, e

após a aplicação foi realizada a gradagem da área para incorporação dos fertilizantes. Na adubação de plantio, a aplicação foi realizada no sulco, sendo este fechado logo após o plantio. Estas condições aumentam a retenção do fertilizante no solo, seja por estar em subsuperfície, ou por estar em contato direto com o solo, neste último caso principalmente o íon amônio ( $\text{NH}_4^+$ ), cuja carga é positiva, sendo retido pelas cargas negativas do solo. No momento da adubação da cana soca, todavia, a área cultivada estava com muito material vegetal, pois após o corte do primeiro ciclo de produção a parte aérea das plantas foi disposta nas entrelinhas da cultura, fornecendo cerca de 25 ton/ha de massa seca. Estas condições favorecem as perdas do nutriente por escoamento superficial, já que o contato com o solo é dificultado pela camada de material vegetal, estando o nutriente em superfície e disponível para o arraste pelo escoamento superficial, justificando também os maiores valores de N inorgânico verificados no ciclo 2.

Para o elemento fósforo, foram encontrados 76,18 e 186,05 mg nos ciclos 1 e 2, respectivamente, representando 0,000059 e 0,0027 % das quantidades aplicadas. Com relação às perdas por hectare, estas equivalem a 0,83 e 1,93 g (Tabela 2). No primeiro ciclo, foram fornecidos 127,9 kg de  $\text{P}_2\text{O}_5$  (adubação de plantio) contra 15,46 kg de  $\text{P}_2\text{O}_5$  (adubação de cobertura) no segundo ciclo. Mesmo com a redução de 88% da quantidade de fósforo aplicada em relação ao ciclo 1, o transporte de fósforo no ciclo 2 foi 2,3 vezes maior que no primeiro, sendo as diferentes formas de aplicação dos fertilizantes a provável causa, como discutido para N inorgânico. A maior concentração média verificada no ciclo 1 foi de  $3,56 \text{ mg L}^{-1}$ , e no ciclo 2 foi de  $6,26 \text{ mg L}^{-1}$ , sendo as medianas  $0,14$  e  $1,52 \text{ mg L}^{-1}$  no primeiro e segundo, respectivamente (Tabela 3). Segundo a resolução CONAMA 357/05, as concentrações máximas de fósforo em corpos hídricos classe I são de  $0,020 \text{ mg L}^{-1}$  para ambientes lênticos e  $0,1 \text{ mg L}^{-1}$  para

ambientes lóticos. Desta forma, com exceção da menor concentração média do ciclo 1, todos os demais valores (concentração máxima, mínima e mediana) encontrados nos dois ciclos são maiores que o limite estabelecido pela legislação brasileira. Todavia, como mencionado para N, o efeito de diluição do escoamento superficial no corpo hídrico deve ser levado em conta, já que os limites previstos na legislação dizem respeito às concentrações encontradas no corpo hídrico.

A partir de uma área cultivada sob plantio direto, Bertol e colaboradores encontraram a concentração de  $0,26 \text{ mg L}^{-1}$  de fósforo dissolvido no escoamento superficial, sendo este valor muito inferior a concentração de fósforo no solo, que foi de  $83,2 \text{ mg kg}^{-1}$  (Bertol et al. 2007). Em regiões tropicais, em que muitos solos são muito intemperizados, o P é fortemente retido nas partículas coloidais pela presença de óxidos de Fe e Al, explicando as baixas quantidades encontradas no escoamento superficial.

Tabela 3 – Valores máximos, mínimos, médios e medianos

		Parâmetro				
		N inorgânico $\text{mg L}^{-1}$	Fósforo $\text{mg L}^{-1}$	Potássio $\text{mg L}^{-1}$	Sedimentos g	Volume L
<b>Ciclo 1</b>	Máxima	147	3,56	53,9	168,97	28,88
	Mínima	0	0	0	0,11	0
	Mediana	7,78	0,14	8,67	1,24	3,69
	Média	27,39	0,71	13,29	17,06	4,88
<b>Ciclo 2</b>	Máxima	74,06	6,26	67,64	11,14	21,17
	Mínima	5,83	0,56	1,88	0,4	1,09
	Mediana	22,61	1,52	13,79	0,79	3,67
	Média	30,58	1,97	19,2	1,65	4,87

\* Valores calculados sobre as médias das repetições

Com relação ao potássio, no primeiro ciclo foram encontrados 1261,38 mg, correspondendo a 21361,06 mg ha<sup>-1</sup>, e no segundo ciclo 1830,65 mg, correspondendo a 22075,90 mg ha<sup>-1</sup> (Tabela 2). A maior concentração média verificada no ciclo 1 foi de 53,9 mg L<sup>-1</sup>, sendo a mediana neste ciclo de 8,67 mg L<sup>-1</sup>. Para o ciclo 2, a maior concentração foi de 67,64 mg L<sup>-1</sup> e a mediana de 13,79 mg L<sup>-1</sup>. Em um experimento realizado no Estado de Santa Catarina, os autores verificaram concentração média de 9,0 mg L<sup>-1</sup> de potássio dissolvido no escoamento superficial, sendo a área cultivada sob plantio direto. No tratamento com cultivo convencional sob material vegetal dessecado, todavia, encontrou-se a concentração média de 2 mg L<sup>-1</sup> de potássio, sendo estas estatisticamente diferentes segundo os autores. Nos dois casos foram fornecidos 90 kg de K<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> (Bertol et al. 2007). Os resultados do presente trabalho corroboram no sentido das diferenças encontradas entre as formas de manejo, sendo verificada maior concentração no cultivo conservacionista (sem revolvimento de solo), e menor no cultivo convencional (com revolvimento de solo).

No ciclo 1, foram aplicados 121,44 kg ha<sup>-1</sup> de K<sub>2</sub>O, contra 61,85 kg ha<sup>-1</sup> de K<sub>2</sub>O no ciclo 2, redução de 49%. O íon potássio, apesar de ser monovalente, tem carga positiva, podendo ser retido no solo por atração eletrostática, já que há predomínio de cargas negativas no solo. Como a adubação de plantio foi realizada quando o solo estava exposto, é possível que no ciclo 1, parte do potássio adicionado à área tenha sido adsorvido, não sendo transportado pelo escoamento superficial. Outro fator importante é que, como citado, a adubação de correção foi incorporada e a adubação de plantio foi realizada nos sulcos, o que pode ter reduzido o transporte por escoamento. Já no ciclo 2, a adubação foi realizada em cobertura, e o solo estava com espessa camada de material vegetal, dificultando o contato do elemento com o solo e, portanto, deixando este disponível para o arraste pelo escoamento superficial.

Com relação aos resultados de volume de escoamento, foram coletados 549,42 litros no ciclo 1 e 467,2 litros no ciclo 2, diferença de 15 %. Considerando as perdas por hectare, estas equivalem a 14,74 e 9,78 m<sup>3</sup> no ciclo 1 e 2, respectivamente (Tabela 2). O volume de chuvas total verificado na área durante o período de amostragem do ciclo 1, foi de 522,5 mm, contra 864,2 mm para o ciclo 2. É interessante notar que, apesar do volume de chuvas do ciclo 1 ser aproximadamente 40% menor que o verificado no ciclo 2, o volume de escoamento gerado na área no ciclo 1 foi 15% maior que no ciclo 2. Em um estudo realizado para verificar a eficácia do plantio direto na redução do escoamento superficial, Sun et al. (2015) verificaram que o plantio direto reduziu o escoamento em 21,9% e 27,2% em comparação com a lavoura menos intensiva (sem revolvimento do solo) e a convencional (com revolvimento do solo), respectivamente. Estes resultados evidenciam a importância da palhada na redução do escoamento superficial, podendo, conseqüentemente, reduzir o impacto negativo de atividades agrícolas pelo transporte de agroquímicos e sedimentos pelo escoamento.

As quantidades de sedimentos foram as que mais oscilaram quando comparados por ciclo (Tabela 2). Não há dados da primeira coleta do ciclo 1, devido a problemas metodológicos, assim como não foi possível realizar quantificação na sétima e oitava coleta pela pequena quantidade de escoamento verificada nestas. No ciclo 1, foram encontrados o total de 1137,443 g de sedimentos, contra 145,53 g no ciclo 2, diferença de 7,8 vezes. O transporte de sedimentos de áreas agrícolas está fortemente relacionado com os fatores intensidade, volume e frequência de precipitação, além da cobertura vegetal e umidade do solo no momento do evento hidrológico. No primeiro ciclo, o solo estava sem cobertura vegetal e desagregado pela realização de gradagem e sulcagem, condições extremamente favoráveis à erosão. A falta de cobertura vegetal para interceptar e/ou amortecer o impacto das gotas de chuva faz com que partículas do solo

sejam desagregadas e lançadas no terreno, sendo facilmente carregadas pelo escoamento superficial. Ainda sobre isto, a cobertura vegetal configura importante barreira física para o arraste de sedimentos, formando uma rede de materiais entrelaçados que interceptam os sedimentos do escoamento, fixando-os. As amostragens realizadas no primeiro ciclo foram realizadas neste cenário de vulnerabilidade, sendo justificadas as maiores quantidades de sedimentos no escoamento deste ciclo. Após o corte do primeiro ciclo de produção, a parte aérea das plantas foi disposta nas entrelinhas da cultura, fornecendo cerca de 25 ton/ha de massa seca, sendo que a partir do plantio das mudas o solo não foi mais revolvido. Portanto, as amostragens realizadas no ciclo 2 ocorreram quando o solo estava bastante protegido, podendo explicar os menores valores de sedimentos neste ciclo.

Considerando as perdas por hectare, estas correspondem a 0,051 t no ciclo 1 e 0,004 t no ciclo 2 (Tabela 2), conforme cálculo especificado no item 1.2.2.2. Em um estudo sobre perdas de solo na bacia hidrográfica do ribeirão do Jacutinga e do córrego Monjolo Grande, no centro-leste do estado de São Paulo, Corrêa et al. (2016) verificaram perdas de 0,8 a 206,5 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> em solos cultivados com cana-de-açúcar. Os limites toleráveis para aquele estudo foram de 3,35 a 6,07 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>. Assim, observa-se que nossos valores ficaram bem abaixo dos verificados pelos autores. Todavia, o manejo realizado na área do estudo supracitado foi o convencional, que consiste no revolvimento de camadas superficiais do solo para reduzir a compactação, sendo realizada gradagem pesada, intermediária e niveladora. Outro fato importante é que no referido estudo, foram realizadas coletas de amostras após cada evento de precipitação, sendo quantificado todo transporte de solo ocorrido no período experimental. Como mencionado no item material e métodos, no presente trabalho não foi realizada a quantificação de todo transporte de solo no período experimental, isso

devido aos critérios mínimos para realização de coleta.

Com relação ao monitoramento das moléculas do herbicida no escoamento superficial, nos dois ciclos não foram detectadas concentrações de hexazinona, sendo o limite de detecção do método de  $0,001 \text{ mg L}^{-1}$ . Em um monitoramento de hexazinona na microbacia do Córrego Espreado, região de Ribeirão Preto, SP, os autores também não detectaram moléculas de hexazinona, sendo que todos os valores encontrados foram inferiores ao limite de detecção ( $0,02 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ ) (Queiroz et al., 2005). Para a molécula de diuron, houve duas detecções no primeiro ciclo, sendo tais amostras coletadas nas calhas D0 e no primeiro evento chuvoso (25 mm) após a aplicação do herbicida (11 dias após a aplicação). Uma destas amostras apresentou concentração abaixo do limite de quantificação do método, que é de  $0,0025 \text{ mg L}^{-1}$ . A outra amostra positiva apresentou concentração de  $0,0026 \text{ mg L}^{-1}$ . A legislação brasileira não aborda limites de concentração de diuron em água, ao contrário do Canadá e da comunidade Europeia, que determinam a concentração máxima de  $0,15 \text{ mg L}^{-1}$  de diuron e  $0,001 \text{ mg L}^{-1}$  de qualquer agrotóxico, respectivamente (Paschoalato et al. 2012). A concentração de diuron quantificada neste trabalho ( $0,0026 \text{ mg L}^{-1}$ ) é maior do que a estabelecida pela comunidade Europeia ( $0,001 \text{ mg L}^{-1}$ ), mas considerando o efeito de diluição no corpo hídrico, esta se torna muito baixa. Em um estudo de monitoramento nos rios Poxim e Poxim-Mirim, na Região Metropolitana de Aracaju/SE, os autores identificaram concentração máxima de  $0,0009 \text{ mg L}^{-1}$  de diuron (Britto et al. 2012), evidenciando o transporte destas moléculas para fora do local aplicado. Como aconteceu para a molécula de hexazinona, no segundo ciclo não foram encontradas concentrações de diuron.

No ciclo 1, ocorreu uma precipitação de 20 mm seis dias após a aplicação do herbicida, sendo realizada a coleta de amostras após 10 dias da aplicação, a partir de

uma chuva de 25 mm. Neste caso, a precipitação de 25 mm foi suficiente para transportar a molécula de diuron pela área agrícola já que esta foi detectada nas calhas subjacentes, o que não ocorreu para a molécula de hexazinona. Em um estudo do destino de diuron aplicado no cultivo de cana-de-açúcar, Stork et al. (2008) verificaram que após 38 semanas da aplicação do herbicida ( $1,6 \text{ kg ha}^{-1}$ ), 70 a 100% dos compostos detectados (diuron e seus metabólitos) estavam na camada superficial (0-15 cm) do solo, o que pode ser explicado pelas características da molécula (baixa solubilidade em água ( $35,6 \text{ mg l}^{-1}$ ), baixa mobilidade no solo ( $K_f = 17,95$  e  $K_{oc} = 813$ ), e baixo potencial de lixiviação ( $GUS = 1,83$ )). A hexazinona, entretanto, possui elevada solubilidade em água ( $33000 \text{ mg L}^{-1}$ ), pouca interação com partículas hidrofóbicas no solo ( $\log$  de  $P = 1,17$ ), é muito móvel ( $K_{oc} = 54$ ) e possui alto potencial de lixiviação ( $GUS = 4,43$ ). Assim, é provável que tenha sido lixiviada a partir da primeira precipitação após a aplicação (20 mm), que ocorreu após cinco dias de estiagem. Como a precipitação foi baixa e o solo não estava saturado, é muito provável que não tenha sido gerado escoamento superficial, explicando a ausência desta molécula nas amostras coletadas. Bicalho et al. (2010), em estudo de distribuição de herbicidas entre área cultivada com cana-de-açúcar e mata ciliar, observaram maiores concentrações de hexazinona nas camadas mais profundas da mata ciliar, em que os pesticidas não foram aplicados, sugerindo que a poluição provavelmente ocorreu por transporte subsuperficial horizontal a partir da área com cana-de-açúcar, sendo este fato explicado pela elevada solubilidade desta molécula.

A aplicação do herbicida no ciclo 2 foi realizada no dia 03 de fevereiro de 2017, sendo que após esta ocorreram três precipitações muito baixas, correspondendo a 3, 2 e 5 mm nos dias 03, 04 e 06, respectivamente. A primeira coleta após a aplicação do herbicida foi realizada no dia 08 do referido mês, sendo oriunda de uma precipitação de

141,5 mm. É possível que as chuvas de pequena intensidade ocorridas após a aplicação também não tenham gerado escoamento, sendo suficientes, entretanto, para transportar as moléculas de diuron e hexazinona da palhada para o solo. Com base nas características de mobilidade da hexazinona e do diuron, e nos trabalhos citados, provavelmente a hexazinona tenha sido lixiviada no perfil do solo e o diuron ficado retido nas partículas hidrofóbicas e na fração argila do solo, explicando a ausência destas moléculas nas amostras coletadas neste ciclo.

#### 1.4 – CONCLUSÕES

1 - As perdas de herbicida (hexazinona + diuron) e fertilizantes (N, P e K) por escoamento superficial foram baixas em relação ao aplicado: 0,0016% para diuron no ciclo 1 e 0% no ciclo 2; 0% para hexazinona nos ciclos 1 e 2; 0,01% para nitrogênio no ciclo 1 e 0,005 % no ciclo 2; 0,000059% para fósforo no ciclo 1 e 0,0027% no ciclo 2; e 0,02% para potássio no ciclo 1 e 0,04% no ciclo 2.

2 - Ao todo, foram verificadas 0,02 mg de diuron; 5718,3 mg de nitrogênio (amônio + nitrito + nitrato); 262,2 mg de fósforo; e 3092,0 mg de potássio no escoamento superficial gerado na área agrícola. Foram perdidas 0,055 ton ha<sup>-1</sup> de sedimentos e gerados 24515,92 ha<sup>-1</sup> de escoamento superficial.

3 - Não houve diferenças entre os espaçamentos adotados com relação à eficiência das faixas de vegetação na diminuição da quantidade de sedimento e escoamento gerado na área agrícola, bem como nas quantidades de agroquímicos transportadas pelo escoamento superficial.

## 1.5 – REFERÊNCIAS

- ARALDI, R.; VELINI, E. D.; GOMES, G. L. G. C.; TROPALDI, L.; FREITAS, I. P. S.; CARBONARI, C. A. Performance of herbicides in sugarcane straw. **Ciência Rural**, v. 45, n. 12, p. 2106, 2015.
- BERTOL, I.; ENGEL, F. L.; MAFRA, A. L.; BERTOL, O. J.; RITTER, S. R. Phosphorus, potassium and organic carbon concentrations in runoff water and sediments under different soil tillage systems during soybean growth. **Soil e Tillage Research**, v. 94, n. 1, p. 142-150, 2007.
- BERTOL, O. J.; RIZZI, N. E.; FAVARETTO, N.; LAVORANTI, O. J. Perdas de nitrogênio via superfície e subsuperfície em sistema de semeadura direta. **FLORESTA**, v. 35, n. 3, 2005.
- BHARTI, V. K.; GIRI, A.; KUMAR, K. Evaluation of Physico-Chemical Parameters and Minerals Status of Different Water Sources at High Altitude. **Peertechz Journal of Environmental Science and Toxicology**, v. 2, n. 1, p. 010-018, 2017.
- BICALHO, S. T. T.; LANGENBACH, T.; RODRIGUES, R. R.; CORREIA, F. V.; HAGLER, A. N.; MATALLO, M. B.; LUCHINI, L. C. Herbicide distribution in soils of a riparian forest and neighboring sugar cane field. **Geoderma**, v. 158, p. 3-4, 2010.
- BORIN, M.; VIANELLOA, M.; MORARIA, F.; ZANIN, G. Effectiveness of buffer strips in removing pollutants in runoff from a cultivated field in North-East Italy. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 101, n. 1-2, p. 101-114, 2005.
- CAMARGO, J. A.; ALONSO, A. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment. **Environment International**, v. 32, n. 6, p. 831-849, 2006
- CARDOSO, M. R. D.; MARCUZZO, F. F. N.; BARROS, J. R. Classificação climática de Köppen-Geiger para o estado de Goiás e o Distrito Federal. **ACTA Geográfica**. Boa Vista, v.8, n.16, p. 40-55, 2014.
- COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO (CONAB). Acompanhamento da safra brasileira: cana-de-açúcar safra 2015/2016. Disponível em: <<https://www.conab.gov.br/index.php/info-agro/safras/cana> > Acesso em: 15 abr. 2018.
- COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO (CONAB). Acompanhamento da safra brasileira: cana-de-açúcar safra 2017/2018. Disponível em: <<https://www.conab.gov.br/index.php/info-agro/safras/cana> > Acesso em: 15 abr. 2018.
- EMBRAPA. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 2 ed. Brasília, DF: EMBRAPA INFORMAÇÃO TECNOLÓGICA, 2009. 627p.
- EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo**. 3 ed. Rio de Janeiro, RJ: EMBRAPA SOLOS, 2011. 230p.

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA). **Clima**. Disponível em: <<http://www.cnpf.embrapa.br/pesquisa/efb/clima.htm>> Acesso em 05 fev. 2018.

FAN, A. M.; STEINBERG, V. E. Health Implications of Nitrate and Nitrite in Drinking Water: An Update on Methemoglobinemia Occurrence and Reproductive and Developmental Toxicity. **Regulatory Toxicology And Pharmacology**, v. 23, n. 1, p. 35-43, 1996.

GERBENS-LEENES, P.W.; HOEKSTRA, A.Y. The water footprint of sweeteners and bio-ethanol from sugar cane, sugar beet and maize. Value of Water Research Report Series No. 38, **UNESCO-IHE**, Delft, the Netherlands. 2009.

GERBENS-LEENES, P.W.; HOEKSTRA, A.Y.; Van der MEER, T.H. The water footprint of bioenergy. **Proceedings of the National Academy of Sciences**. Washington, EUA, v.106, n. 25 , p.10219-10223, 2009.

GIORI, F. G.; TORNISIELO, V. L.; REGITANO, J. B. The Role of Sugarcane Residues in the Sorption and Leaching of Herbicides in Two Tropical Soils. **Water Air Soil Pollut**, v. 225, p. 1935, 2014.

HAO, Z.; ZHANG, X.; GAO, Y.; XU, Z.; YANG, F.; WEN, X.; WANG, Y. Nitrogen source track and associated isotopic dynamic characteristic in a complex ecosystem: A case study of a subtropical watershed, China. **Environmental Pollution**, v. 236, p. 177-187, 2018.

HOEKSTRA, A.Y.; CHAPAGAIN, A.K.; ALDAYA, M.M.; MEKONNEN, M.M. (2011). **The water footprint assessment manual: setting the global standard**. Disponível em: <[http://waterfootprint.org/media/downloads/TheWaterFootprintAssessmentManual\\_2.pdf](http://waterfootprint.org/media/downloads/TheWaterFootprintAssessmentManual_2.pdf)> Acesso em: 15 nov. 2016.

HOEKSTRA, A. Y., HUNG, P. Q. Virtual water trade: A quantification of virtual water flows between nations in relation to international crop trade. Value of Water Research Report Series N. 11, **UNESCO-IHE**, Delft, Netherlands.2002.

INSTITUTO FLORESTAL. **Transporte de Sedimentos, Escoamento Superficial e Variação da Tensão Matricial do Solo em Parcelas com Diferentes Usos do Solo no Município de Assis, SP**. Disponível em: < <http://iflorestal.sp.gov.br/files/2004/01/IF-c09.pdf> > Acesso em: 18 ago. 2016.

International Potash Institute (IPI). **O Agronegócio Brasileiro e o Mercado de Fertilizantes (2013 – 2018)**. Disponível em: <<https://www.ipipotash.org/udocs/o-agronegocio-brasileiro-e-o-mercado-de-fertilizantes-cleber-vieira.pdf>> Acesso em: 09 abr. 2018.

KAPIL, A.; MICKELSON, S. K.; HELMERS, M. J.; BAKER, J. L. Review of pesticide retention processes occurring in buffer strips receiving agricultural runoff. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 46, n. 3, p. 618-647, 2010.

KEMERICH, P. D. C.; MARTINS, S. R.; KOBİYAMA, M.; SANTI, A. L.; FLORES, C. E. B.; BORBA, W. F.; FERNANDES, G. D.; CHERUNIN, M. R. Qualidade da água oriunda do escoamento superficial simulado em bacia hidrográfica. **Ciência e Natura**, v. 35, n. 2, p. 136-151, 2013.

KRUTZ, L. J.; SENSEMAN, R. M.; ZABLOTOWITZ, MATOCHA, M. A. Reducing herbicide runoff from agricultural fields with vegetative filter strips: a review. **Weed Science Society of America**, v. 53, n. 3, p. 353–367, 2005.

LAVORENTI, A.; PRATA, F.; REGITANO, J. B. Comportamento de pesticidas em solos – Fundamentos. **Tópicos em Ciência do Solo**, Viçosa, v. 3, p. 335-400, 2003.

LERCH, R. N.; LIN, C. H.; GOYNE, K. W.; KREMER, R. J.; ANDERSON, S. H. Vegetative buffer strips for reducing herbicide transport in runoff: effects of buffer width, vegetation, and season. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 53, n. 3, p. 667-683, 2017.

LIU, J.; YANG, H. Spatially explicit assessment of global consumptive water uses in cropland: green and blue water. **Journal of Hydrology**, v.384, n. 3, p. 187-197, 2010.

LIU, Y.; XU, Z.; WU, X.; GUI, W.; ZHU, G. Adsorption and desorption behavior of herbicide diuron on various Chinese cultivated soils. **Journal of Hazardous Materials**, v. 178, n. 1-3, p. 462-468, 2010.

MELO, A.; PINTO, E.; AGUIAR, A.; MANSILHA, C.; PINHO, O.; FERREIRA, I. M. P. L. V. Impact of intensive horticulture practices on groundwater content of nitrates, sodium, potassium, and pesticides. **Environ Monitoring and Assessment**, v. 184, n. 7, p. 4539–4551, 2012.

Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA). **Consulta de ingrediente ativo: cultura cana-de-açúcar**. Disponível em: <[http://agrofit.agricultura.gov.br/agrofit\\_cons/principal\\_agrofit\\_cons](http://agrofit.agricultura.gov.br/agrofit_cons/principal_agrofit_cons)> Acesso em 09 abr. 2018.

MONTEIRO, R. T. R.; CONEGLIAN, C.M.R.; QUEIROZ, S. C. N. de ; MESSIAS, T. G.; SILVA, G. H. da. Indicadores ecotoxicológicos para águas de consumo humano. In: **ASSEMBLEIA NACIONAL DA ASSEMAE - Associação Nacional dos Serviços Municipais de Saneamento**, Maringá, 7p, 2012.

MOTA, S. Introdução à engenharia ambiental. 4. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2006.

PASCHOALATO, C. F. P. R; DANTAS, A. D. B; ROSA, I. D. A.; FALEIROS, R. de J. R.; BERNARDO, L. D. B. Uso de carvão ativado para remoção dos herbicidas diuron e hexazinona de água. **REVISTA DAE**, v. 179, 2012.

PÁDUA, V. L. (coordenador). Remoção de microrganismos emergentes e microcontaminantes orgânicos no tratamento de água para consumo humano. 1. ed. Belo Horizonte: ABES, 2009.

ROSE, C. W.; HOGARTH, W. L.; GHADIRI, H.; PARLANGE, J. Y.; OKOM, A. Overland flow to and through a segment of uniform resistance. **Journal of Hydrology**, v. 255, n. 1, p. 134-150, 2002.

RURAL CENTRO. **Uso de fertilizantes no Brasil por cultura agrícola**. Disponível em: <<http://ruralcentro.uol.com.br/analises/uso-de-fertilizantes-no-brasil-por-cultura-agricola-4696#y=1065>> Acesso em: 16 nov. 2016.

SECKLER, D.; AMARASINGHE, U.; MOLDEN, D.J., DE SILVA, R.; BARKER, R. World water demand and supply: Scenarios and issues. **IWMI Research Report 19**, IWMI, Colombo, Sri Lanka, p. 1990-2025, 1998.

Sindicato Nacional da Indústria de Produtos para Defesa Vegetal (SINDIVEG). **Comercialização de Agrotóxicos - 2012 a 2014**. Disponível em: <<http://dados.contraosagrototoxicos.org/dataset/comercializacao-de-agrotoxicos-2012-a-2014>> Acesso em 09 abr. 2018.

SMITH, V. H. & SCHINDLER, D. W. Eutrophication science: where do we go from here? **Trends in Ecology and Evolution**, v. 24, n. 4, p. 201-207, 2009.

STORK, P. R.; BENNETT, F. R.; BELL, M. J. The environmental fate of diuron under a conventional production regime in a sugarcane farm during the plant cane phase. **Pest Management Science**, v. 64, p. 954-963, 2008.

SUN, Y.; ZENG, Y.; SHI, Q.; PAN, X.; HUANG, S. No-tillage controls on runoff: A meta-analysis. **Soil e Tillage Research**, v. 153, p. 1-6, 2015.

TEDESCO, J. M.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S. J. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre: DEPARTAMENTO DE SOLOS UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL, 174 p., 1995. (Boletim Técnico, 5).

UNIÃO DA INDÚSTRIA DE CANA-DE-AÇÚCAR (UNICA). **PIB do setor sucroenergético gerou mais de R\$ 113 bilhões em 2015**. Disponível em: <<http://www.unica.com.br/noticia/705197392033158412/pib-do-setor-sucroenergetico-gerou-mais-de-r-por-cento24-113-bilhoes-em-2015/>> Acesso em: 15 nov. 2016.

Universidade de Hertfordshire. **Base de Dados de Propriedades de Pesticidas (PPDB)**. Disponível em: <<http://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/Reports/260.htm>> Acesso em: 09 jan. 2018.

ZHOU, X.; HELMERS, M. J.; ASBJORNSEN, H.; KOLKA, R.; TOMER, M. D.; CRUSE, R.M. Nutrient removal by prairie filter strips in agricultural landscapes. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 69, n. 1, p. 54-64, 2014.

ZHANG, Y.; COLLINS, A. L.; JOHNES, J.I.; JONES, J.I. Projected impacts of increased uptake of source control mitigation measures on agricultural diffuse pollution emissions to water and air. **Land Use Policy**, v. 62, p. 185–201, 2017.

ZHANG, W.; JIN, X.; LIU, D.; LANG, C.; SHAN, B. Temporal and spatial variation of nitrogen and phosphorus and eutrophication assessment for a typical arid river - Fuyang River in northern China. **Journal of environmental sciences**, v. 55, p. 41-48, 2017.