

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE CIÊNCIAS RURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA**

**TRANSPORTE DE AGROTÓXICOS E USO DE ÁGUA
EM DIFERENTES MANEJOS DE IRRIGAÇÃO DE
ARROZ**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Luiz Fernando Dias Martini

**Santa Maria, RS, Brasil
2010**

TRANSPORTE DE AGROTÓXICOS E USO DE ÁGUA EM DIFERENTES MANEJOS DE IRRIGAÇÃO DE ARROZ

por

Luiz Fernando Dias Martini

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Agronomia, Área de Concentração em Produção Vegetal, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Agronomia.**

Orientador: Prof. Luis Antonio de Avila

Santa Maria, RS, Brasil

2010

© 2010

Todos os direitos autorais reservados a Luiz Fernando Dias Martini. A reprodução de partes ou do todo deste trabalho só poderá ser feita com autorização por escrito do autor.

Endereço: Rua Euclides da Cunha, n. 1720, apartamento 401, Bairro Nossa Senhora das Dores, Santa Maria, RS, 97090-000

Fone (0xx)55 30266438; End. Eletr: fernando-martini@hotmail.com

**Universidade Federal de Santa Maria
Centro de Ciências Rurais
Programa de Pós-Graduação Agronomia**

A Comissão Examinadora, abaixo assinada,
aprova a Dissertação de Mestrado

**TRANSPORTE DE AGROTÓXICOS E USO DE ÁGUA EM
DIFERENTES MANEJOS DE IRRIGAÇÃO DE ARROZ**

elaborada por
Luiz Fernando Dias Martini

como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Agronomia

Comissão Examinadora:

Luis Antonio de Avila, Ph.D.
(Presidente/Orientador - UFPEL)

Enio Marchesan, Dr. (UFSM)
(Co-orientador)

Dirceu Agostinetto, Dr. (UFPEL)

Santa Maria, 26 de fevereiro de 2010.

DEDICATÓRIA

Aos meus pais

José Antonio Pittol Martini

Maria Olina Dias Martini

Aos meus irmãos

Giovani

Sofia

À minha namorada

Lara

AGRADECIMENTOS

À Deus, o qual agradeço por todas oportunidades recebidas e por colocar pessoas boas no meu caminho, as quais sem elas não chegaria onde estou.

Aos meus pais e irmãos, que me incentivaram desde o princípio e me conduziram toda a minha formação com carinho, compreensão e apoio fundamental de base familiar.

À minha namorada e sua família, onde sempre me receberam de braços abertos com carinho e apoio para o que fosse preciso, tornando-se minha segunda família.

Ao professor Luis Antonio de Avila pelos ensinamentos, sinceridade, sua dedicação em minha orientação durante o curso de Pós-Graduação e acima de tudo, pela amizade construída ao longo do tempo.

A Universidade Federal de Santa Maria e ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia pela minha formação de qualidade, oportunidade de realização do curso e disponibilização da sua estrutura para a condução de meu trabalho.

À CAPES pelo apoio financeiro.

Aos professores Enio Marchesan, Sérgio Machado, Lindolfo Storck, Sylvio Henrique Bidel Dorneles, Reimar Carlesso, Sidinei Lopes, Alessandro Lúcio, Nereu Streck pelo jovial convívio e grande aprendizado.

Aos estagiários do Grupo de Pesquisa em Arroz Irrigado e Uso Alternativo de várzeas, em especial à Guilherme Cassol, Marcos Marchezan, Diogo Machado Cezimbra, João Paulo Refatti, Mariah Marques, Rafael Bruck, Gerson Meneguetti e Cláudia Peixoto de Barros, e aos colegas de curso de Pós-Graduação Gustavo Mack Teló, Rafael Mezzomo, Kelen Müller Souto, Bibiana Silveira Moraes e Paulo Massoni pela grande amizade, companheirismo e apoio nos trabalhos de pesquisa.

Aos professores Renato Zanella, Ednei Primel e as laboratoristas Sandra Cadore Peixoto e Michele de Vicari, do Laboratório de Análise de Resíduos de Pesticidas, pelo apoio na parte de química analítica,.

Aos funcionários do Departamento de Fitotecnia: João Colpo, Hilton, Beto, Helenice Santini, Régis Fabiano e Gilmar pela prestatividade e amizade.

Por fim a todas pessoas que de alguma forma contribuíram para o êxito desse trabalho, muito obrigado.

RESUMO

Dissertação de Mestrado
Programa de Pós-Graduação Agronomia
Universidade Federal de Santa Maria

TRANSPORTE DE AGROTÓXICOS E USO DE ÁGUA EM DIFERENTES MANEJOS DE IRRIGAÇÃO DE ARROZ

AUTOR: LUIZ FERNANDO DIAS MARTINI

ORIENTADOR: LUIS ANTONIO DE AVILA

Santa Maria, 26 de fevereiro de 2010.

O sistema produtivo de arroz irrigado é caracterizado pela ampla utilização de agroquímicos e grandes volumes de água para a irrigação por inundação. Devido à permanência de lâmina de água sobre o solo, podem ocorrer perdas de água por escoamento superficial e percolação. Juntamente com essa água, os agrotóxicos podem ser transportados, prejudicando a qualidade dos mananciais hídricos superficiais e subsuperficiais. Portanto o adequado manejo de irrigação é uma importante prática na minimização do impacto ambiental, tanto pela diminuição no transporte de agrotóxicos, quanto na economia de água para irrigação. Em vista disto, essa dissertação teve quatro objetivos: 1) Fazer uma revisão de literatura sobre o estado da arte de transporte de agrotóxicos para a o ambiente (Capítulo I); 2) Avaliar o efeito de sistemas de manejo de irrigação no escoamento superficial de água e agrotóxicos para o meio ambiente (Capítulo II); 3) Avaliar o efeito de manejos de irrigação sobre a lixiviação do herbicida composto por imazethapyr e imazapic (Capítulo III); e 4) Avaliar o efeito de manejos de irrigação sobre a produtividade do arroz irrigado e o uso de água e a eficiência do uso desta (Capítulo IV). Os manejos de irrigação intermitente e por banhos, respectivamente, proporcionaram redução de 53 e 95% do volume de água escoada, 46 e 60% da massa de agrotóxicos transportados por escoamento para o ambiente e aumento de 15 e 40% na eficiência do uso da água, devido à economia de 23 e 43% no volume de água para irrigação. Referida economia, em parte é atribuída ao maior armazenamento de água da chuva, com 492 e 299 mm, para os manejos de irrigação por banhos e intermitente. A irrigação promove a lixiviação do herbicida, porém diferença entre os tratamentos apenas é observada na camada superficial do solo (0-5cm), onde a irrigação por banhos promoveu maior degradação aeróbica. Com relação à produtividade de grãos, não foi observada diferença significativa entre os manejos de irrigação contínuo e intermitente, porém verificou-se queda na produtividade de grãos das plantas submetidas à irrigação por banhos, possivelmente pela ocorrência de estresse hídrico, refletindo na sua estatura, atraso no ciclo e menor número de espiguetas por panícula.

Palavras-chave: contaminação ambiental, dinâmica de agrotóxicos, extravasamento

ABSTRACT

M. S. Dissertation
Programa de Pós-Graduação Agronomia
Universidade Federal de Santa Maria

PESTICIDE TRANSPORT AND WATER USE IN DIFFERENT IRRIGATION MANAGERMENTS ON RICE PADDY

AUTHOR: LUIZ FERNANDO DIAS MARTINI

ADVISOR: LUIS ANTONIO DE AVILA

Santa Maria February 26, 2010.

The flooded rice production system is a heavily user of chemicals and water for irrigation. Due to flooding water can runoff from the fields or been lost throughout percolation. Along with this water, pesticides can be transported, contaminating the surface and ground water. So, the proper irrigation management is an important practice in the prevention of environmental impact, both by reducing pesticide transport and the amount of water used for irrigation. Therefore, this dissertation had four objectives of: 1) review on literature the state of the art on pesticide transport to the environment (Chapter I), 2) evaluate the effect of water management systems on water and pesticides runoff (Chapter II), 3) evaluate the effect of irrigation on imazethapyr and imazapic leaching (Chapter III), 4) evaluate the effect of irrigation management on rice yield, water use efficiency (Chapter IV). The intermittent and flush irrigation, respectively, provides a reduction of 53 and 95% of the runoff, 46 and 60% mass of pesticide transported to the environment and increase of 15 and 40% in the efficiency of water use, due to an economy of 23 and 43% in the volume of water used in irrigation. That economy is partly attributed to increased storage of rainwater, with 492 and 299 mm for flush and intermittent irrigation managements, respectively. Irrigation promotes herbicide leaching, but the difference between treatments is only observed in the topsoil (0-5cm), where the flush irrigation promoted greater aerobic degradation. Regarding to rice yield, there was no significant difference between continuous and intermittent flooding, but was found a reduction in grain yield on plants submitted to flush irrigation, possibly by the occurrence of water stress, reflecting on plant height, delaying in rice growing season duration and lower number of spikelets per panicle.

Keywords: Environmental contamination, pesticide kinetic, runoff.

LISTA DE TABELAS

TABELA 1. Critérios utilizados para avaliação do potencial de contaminação de águas superficiais (adaptado de GOSS, 1992).	28
TABELA 2. Propriedades físico-químicas dos agrotóxicos imazethapyr (A), imazapic (B), clomazone (C), imidacloprid (D), thiamethoxam (E), trifloxystrobin (F) e propiconazol (G). 2009.....	45
TABELA 3. Meia-vida de dissipação em água (DT ₅₀) dos herbicidas imazethapyr, imazapic e clomazone, nos manejos de irrigação contínuo e intermitente. Santa Maria, RS. 2009	53
TABELA 4. Massa total de imazethapyr, imazapic, clomazone, imidacloprid, thiamethoxam, trifloxystrobin e propiconazol transportados e porcentagem destes em relação ao total aplicado nos sistemas de irrigação contínuo, intermitente e por banhos. Santa Maria, RS. 2009.	55
TABELA 5. Concentração de imazethapyr, imazapic e clomazone, com respectivos intervalos de confiança (95%), na água de extravasamento da lavoura de arroz manejada nos sistemas de irrigação contínuo, intermitente e por banhos. Santa Maria, RS. 2009.	57
TABELA 6. Concentração de imidacloprid e thiamethoxam, com respectivos intervalos de confiança (95%), na água transportada por meio do extravasamento para fora da lavoura de arroz manejada nos sistemas de irrigação contínuo, intermitente e por banhos. Santa Maria, RS. 2009.....	58
TABELA 7 Concentração de trifloxystrobin e propiconazol, com respectivos intervalos de confiança (95%), na água transportada por meio do extravasamento para fora da lavoura de arroz manejada nos sistemas de irrigação contínuo, intermitente e por banhos. Santa Maria, RS. 2009.....	58

TABELA 8. Efeito da irrigação contínua e intermitente sobre a estatura final de plantas, a data do florescimento, o número de panículas por metro quadrado, o número de espiguetas totais por panícula, massa de mil grãos, o rendimento de engenho, a eficiência do uso da água aplicada e o controle de arroz vermelho, nos anos agrícolas de 2007-08 e 2008-09. Santa Maria, RS. 2009.....90

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1. Manejo de irrigação por inundação contínua (A) intermitente (B) e a banho (C). Santa Maria, RS. 2009.	44
FIGURA 2. Sistema de drenagem das parcelas. Santa Maria, RS, 2009.	46
FIGURA 3. Volume de água extravasada da lavoura de arroz irrigado manejada no sistema de irrigação contínuo e intermitente. Santa Maria, RS. 2009.....	48
FIGURA 4. Altura da lâmina de irrigação dos manejos de irrigação contínuo e intermitente e precipitação do período, em dias após o início da irrigação. Santa Maria, RS. 2009.	49
FIGURA 5. Curva de dissipação dos herbicidas imazapic (A), imazethapyr (B), clomazone (C) e dos inseticidas imidacloprid (D) e thiamethoxam (E) em $\mu\text{g L}^{-1}$ em relação aos manejos de irrigação por inundação contínua e intermitente. Santa Maria, RS. 2009.	50
FIGURA 6. Comportamento da lixiviação nos estratos de 0-5, 5-10, 10-15, 15-20, 20-25 e 25-30 cm, submetidos à irrigação por inundação contínua (A), intermitente (B) e por banhos (C). Santa Maria, RS. 2009.	66
FIGURA 7. Exemplo de comportamento da curva de doses crescentes (A) e ajuste de curva sigmoideal de três parâmetros (B). Santa Maria, RS. 2009.....	67
FIGURA 8. Quantidade total de herbicidas no solo (mL ha^{-1}), no somatório das quantidades encontradas nas profundidades de 0 a 30cm, nos manejos de irrigação contínuo, intermitente e a banhos. Santa Maria, RS. 2009.	69
FIGURA 9. Concentração de herbicidas (mL ha^{-1}) nas profundidades 0-5, 5-10, 10-15, 15-20, 20-25 e 25-30 cm, com base na avaliação de estatura de plantas, nos manejos de irrigação contínuo, intermitente e a banhos. Santa Maria, RS. 2009.....	71

FIGURA 10. Percentagem de herbicidas encontrada nas profundidades 0-5, 5-10, 10-15, 15-20, 20-25 e 25-30 cm, nos manejos de irrigação contínuo, intermitente e intermitente por banhos, estimada com base na avaliação de estatura de plantas. Santa Maria, RS. 2009.	72
FIGURA 11: Concentração de herbicidas (mL ha ⁻¹) nas profundidades 0-5, 5-10, 10-15, 15-20, 20-25 e 25-30 cm, com base na avaliação de fitotoxicidade visual de plantas, nos manejos de irrigação contínuo, intermitente e intermitente por banhos. Santa Maria, RS. 2009.....	74
FIGURA 12. Percentagem de herbicidas encontrada nas profundidades 0-5, 5-10, 10-15, 15-20, 20-25 e 25-30 cm, nos manejos de irrigação contínuo, intermitente e intermitente por banhos, estimada com base na avaliação de fitotoxicidade visual de plantas. Santa Maria, RS. 2009.....	75
FIGURA 13. Profundidade do lençol freático, nos manejos de irrigação contínuo, intermitente e à banhos. Santa Maria, RS. 2009.....	76
FIGURA 14. Vista das unidades experimentais. Santa Maria, RS. 2009.	82
FIGURA 15. Vista dos componentes do sistema de irrigação, composta por hidrômetros (A), sistema de pressurização (B) e bóias (C), utilizados para a quantificação e pressurização do volume de água aplicado nas parcelas e regulagem da altura da lâmina de irrigação, respectivamente. Santa Maria, RS. 2009.	84
FIGURA 16. Volume de água aplicada (m ³ ha ⁻¹) nos manejos de irrigação contínuo, intermitente e por banhos. Santa Maria, RS. 2009.....	86
FIGURA 17. Produtividade de grãos (Kg ha ⁻¹) na lavoura de arroz irrigado, submetidas aos manejos de irrigação contínuo, intermitente e por banhos, Santa Maria, RS. 2009.	88
FIGURA 18. Profundidade do lençol freático, nos manejos de irrigação contínuo, intermitente e por banhos. Santa Maria, RS. 2009.....	89
FIGURA 19. Evolução do perfilhamento das plantas de arroz, submetidas aos manejos de irrigação contínua, intermitente e por banhos, com os respectivos intervalos de confiança. Santa Maria, RS. 2009.....	91

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	15
CAPÍTULO I - TRANSPORTE DE AGROTÓXICOS POR ESCOAMENTO SUPERFICIAL PARA O AMBIENTE: UMA REVISÃO	18
Resumo	18
Introdução	19
Uso de Agrotóxicos e Suas Consequências.....	21
Dinâmica dos Agrotóxicos no Ambiente.....	23
Características Físico-Químicas dos Agrotóxicos	24
Métodos de Predição do Comportamento de Agrotóxicos no Ambiente	27
Condições Climáticas.....	29
Características do Solo	30
Aspectos de Manejo.....	32
Considerações Finais.....	36
CAPÍTULO II – ESCOAMENTO SUPERFICIAL E DISSIPAÇÃO DE AGROTÓXICOS NA LAVOURA ARROZEIRA SOB TRÊS MANEJOS DE IRRIGAÇÃO	38
Resumo.....	38
Introdução	39
Material e Métodos.....	42
Resultados e Discussão.....	47
Conclusões.....	59

CAPÍTULO III – LIXIVIAÇÃO DO HERBICIDA COMPOSTO PELA MISTURA FORMULADA DE IMAZETHAPYR E IMAZAPIC EM FUNÇÃO DO MANEJO DE IRRIGAÇÃO.....	60
Resumo.....	60
Introdução	61
Material e Métodos.....	63
Resultados e Discussão.....	68
Conclusões.....	76
CAPÍTULO IV – EFICIÊNCIA DO USO DA ÁGUA, PRODUTIVIDADE DO ARROZ IRRIGADO E CARACTERÍSTICAS AGRONÔMICAS SOB DIFERENTES MANEJOS DE IRRIGAÇÃO	77
Resumo.....	77
Introdução	78
Material e Métodos.....	81
Resultados e Discussão.....	85
Conclusões.....	93
CONSIDERAÇÕES FINAIS	94
SUGESTÕES DE ESTUDOS FUTUROS.....	96
REFERÊNCIAS.....	97
VITA.....	108

INTRODUÇÃO

O aumento da demanda por alimentos no mundo torna necessário o incremento das produções com o mínimo impacto ambiental, possibilitando seu cultivo através das gerações, garantindo a segurança alimentar atual e futura. Devido a esses aspectos, a sustentabilidade ambiental é uma preocupação cada vez pertinente, tanto por parte dos consumidores quanto por parte dos produtores e indústria em geral.

O cultivo de arroz irrigado é uma atividade que proporciona elevada geração de divisas e possui grande papel socioeconômico no Estado do Rio Grande do Sul, o qual detém 64% da produção nacional, com 1.105.728 hectares de área semeada na safra 2008/09 e produtividade crescente, com médias atingindo 7278 kg ha⁻¹. (IRGA, 2009a)

A lavoura arrozeira muitas vezes é citada como potencial fonte de contaminação ambiental, pois é um moderno sistema produtivo, o qual se caracteriza pelo amplo uso de água para irrigação por inundação, fertilizantes e agrotóxicos, que são utilizados para minimizar a competição de agentes como plantas daninhas, insetos e doenças com a cultura (NOLDIN et al., 2001), promovendo, dessa forma, maior expressão de seu potencial produtivo. Na safra de 2004/05, os fungicidas, inseticidas e herbicidas foram utilizados em 16, 50 e 91% da área total do estado do RS, respectivamente (IRGA, 2006).

Os agrotóxicos, caso mal manejados, podem resultar em efeitos negativos sobre o meio ambiente, causando contaminação de recursos naturais como o solo, o ar e a água. No caso das lavouras orizícolas, a qualidade das águas de superfície e subterrâneas é um importante aspecto a ser ressaltado, pois, grande parte das lavouras de arroz irrigado localizam-se em baixadas, com lençol freático próximo à superfície do solo, ou posicionadas às margens de córregos, riachos ou rios, o que faz com que a lavoura de arroz irrigado seja apontada como grande poluidora de recursos hídricos, podendo, dessa forma, afetar tanto o ecossistema aquático quanto a própria qualidade da água potável para consumo humano.

O arroz nos Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina é predominantemente cultivado sob irrigação por inundação, com a permanência de uma lâmina de água sobre a superfície do solo. Normalmente, os produtores adotam

o manejo de irrigação com entrada contínua de água (ou manejo contínuo), em face do menor risco de déficit hídrico, que pode causar perdas em produtividade e auxílio no controle de plantas daninhas (STONE, 2005). Há um consenso geral de que o sistema produtivo de arroz irrigado por inundação utiliza a água de forma ineficiente. Tal fato é decorrente de elevadas perdas por evaporação, fluxo lateral, percolação e escoamento superficial de água no solo (STONE, 2005).

A manutenção de uma maior lâmina de irrigação sobre o solo possibilita o maior escoamento superficial (WATANABE et al., 2006; WATANABE et al., 2007; CHANG et al., 2007; PHONG et al., 2008), devido ao menor aproveitamento da água de chuvas (BORREL et al., 1997; TOESCHER et al., 1997). No momento do escoamento, agrotóxicos dissolvidos ou adsorvidos a sedimentos carregados pela água, podem contaminar mananciais hídricos à jusante da lavoura, podendo ocasionar perdas de até 22% em relação ao total de agrotóxico aplicado (NAKANO et al., 2004). Conforme constatado por alguns recentes estudos de monitoramento efetuados por Bortoluzzi et al. (2005), Marchezan et al. (2007), Grutzmacher et al. (2008), Silva et al. (2009), entre outros, evidenciando o fato da contaminação de fontes superficiais, como rios e lagos.

Parte dos agrotóxicos que atingem o solo pode ser transportada para o seu interior, através do transporte da água das chuvas e/ou da irrigação, podendo ocasionar a contaminação de mananciais hídricos subterrâneos, os quais muitas vezes podem servir de fonte de água potável para o consumo humano. Tal fenômeno é chamado de lixiviação e pode ser ocasionado pela percolação de água através do perfil do solo. A percolação é considerada uma das principais fontes de perdas de água no cultivo de arroz irrigado, e pode ser influenciada pelas propriedades hidráulicas e preparo do solo, largura e estado de taipas, bem como sua construção/manutenção, profundidade do lençol freático, confinamento do aquífero e das cargas de pressão sobre o solo, decorrentes da altura da lâmina de irrigação (BORREL et al., 1997; TUONG & BHUIYAN, 1999; WALKER, 1999; BOUMAN & TUONG, 2001; TABBAL et al., 2002; TUONG et al., 2005), ocasionando o aumento da lixiviação de nutrientes e/ou agrotóxicos (WALKER, 1999; STONE, 2005).

O grande volume demandado pela irrigação por inundação do arroz em parte é devido ao escoamento superficial e elevada taxa de percolação, conforme

supracitado. Entretanto, torna-se necessário o desenvolvimento de práticas, a fim de minimizar impactos com maior economia de água para irrigação diminuindo perdas de água da lavoura, a qual pode conter nocivos contaminantes.

A irrigação intermitente surge como promissora alternativa, devido a utilização de lâmina mais baixa, propiciando maior armazenamento de água da chuva (TOESCHER et al., 1997; BORREL et al., 1997) e conseqüentemente diminuindo perdas por escoamento superficial (STONE, 2005; WATANABE et al., 2006; WATANABE et al., 2007), e por percolação (BORREL et al., 1997; TUONG & BHUIYAN, 1999; TABBAL et al., 2002; STONE 2005; TUONG et al., 2005), relativamente mantendo a produtividade semelhante à irrigação por inundação contínua (BELDER, 2004; MEZZOMO, 2009). Portanto práticas diferenciadas de irrigação podem minimizar a contaminação de águas superficiais e subsuperficiais, e ainda proporcionar economia de água para irrigação, fator limitante para o aumento da área cultivada no Estado. Esse sistema alternativo de irrigação pode ser uma importante prática para a redução de transporte de agrotóxicos para o ambiente.

Entretanto, esse trabalho teve quatro objetivos: 1) Fazer uma revisão de literatura sobre o estado da arte de transporte de agrotóxicos para a o ambiente (Capítulo I); 2) Avaliar o efeito de sistemas de manejo de irrigação no escoamento superficial de água e agrotóxicos para o meio ambiente (Capítulo II); 3) Avaliar o efeito de manejos de irrigação sobre a lixiviação do herbicida composto por imazethapyr e imazapic (Capítulo III) e; 4) Avaliar o efeito de manejos de irrigação sobre a produtividade do arroz irrigado, o uso de água e a eficiência do uso desta (Capítulo IV).

CAPÍTULO I

TRANSPORTE DE AGROTÓXICOS POR ESCOAMENTO SUPERFICIAL PARA O AMBIENTE: UMA REVISÃO

Resumo

Atualmente, há uma crescente preocupação com a preservação ambiental, a utilização racional dos recursos naturais e a qualidade da água. A agricultura moderna é altamente dependente do uso de agroquímicos (agrotóxicos e fertilizantes) que auxiliam na obtenção de elevadas e estáveis produtividades, devido à proteção das culturas contra agentes competidores como plantas daninhas, pragas e moléstias. Esses agrotóxicos quando entram no sistema podem sofrer diferentes processos como: sorção; degradação biótica ou abiótica; absorção pela planta e por fim podem ser transportados por lixiviação, volatilização e escoamento superficial. O escoamento superficial é apontado como o responsável pela contaminação de águas superficiais, como rios e lagos e a lixiviação é responsável pela contaminação de águas subterrâneas, como os aquíferos. Tais fenômenos dependem das distintas características físico-químicas dos agrotóxicos e do solo, condições climáticas, e do manejo dado à área. O melhor entendimento da dinâmica de agrotóxicos aliado às medidas conservacionistas de solo como sua cobertura e manutenção de sua integridade bem como de aspectos de manejo como a irrigação, são importantes ferramentas que visam evitar o transporte dessas moléculas para os mananciais hídricos minimizando o impacto ambiental da atividade agrícola e não devem ser consideradas isoladas e sim de forma integrada.

Palavras chave: escoamento superficial, impacto ambiental, lixiviação.

Introdução

O crescimento da população mundial tem forçado o aumento na produção de alimentos nos últimos anos. A abertura de novas fronteiras agrícolas, a intensificação do uso do solo, a utilização de fertilizantes, as variedades melhoradas, os plantios adensados, o uso de agroquímicos, e recentemente, a introdução de plantas transgênicas, são tecnologias utilizadas visando à maior produção de alimentos.

Geralmente para elevações de produtividade torna-se necessário a adoção de pacotes tecnológicos, os quais contém práticas de manejo e recomendações de utilização de herbicidas, fungicidas e inseticidas, no combate a plantas daninhas, doenças e insetos, respectivamente, otimizando dessa forma a expressão do potencial genético de produção da cultura. Devido a essa constante busca da elevação da produtividade, da incorporação de áreas agrícolas, da escassez e alto custo da mão-de-obra no meio rural e da maximização dos lucros, verifica-se gradativamente maior adesão às modernas tecnologias com ampla utilização de agroquímicos, os quais podem, caso mal manejados, causar poluição ambiental e desequilíbrio do agroecossistema.

Uma das questões pertinentes da atualidade é conciliar altas produções de alimentos com sustentabilidade ambiental, a qual demanda da utilização racional dos recursos naturais, destacando-se a qualidade das águas superficiais e subterrâneas. Historicamente no Brasil sempre se observou uma cultura de abundância de recursos hídricos, baseando-se em concepções antes prevalentes que tratavam a água como um recurso natural facilmente renovável e muito abundante (RODRIGUES & IRIAS, 2004). As conseqüências dessa concepção errônea são o mau uso e o desperdício, tanto nos processos de captação, como de distribuição e de utilização de água.

Os mananciais hídricos são considerados vulneráveis à contaminação no modo geral, pois devido à sua posição na paisagem, apresentam-se como destino final de cada substância inserida no meio, apresentando, em alguns estudos, elevadas frequências de agrotóxicos detectados (GRUTZMACHER et al., 2008), podendo, dessa forma, afetar tanto o ecossistema aquático quanto a própria

qualidade da água potável para consumo humano. Existem limites máximos para a concentração de agrotóxicos na água, estabelecidos pela Comunidade Européia, que limita em $0,1 \mu\text{g L}^{-1}$ a concentração máxima admissível de qualquer agrotóxico em águas destinadas ao consumo urbano e em $0,5 \mu\text{g L}^{-1}$ para a concentração total de agrotóxicos. Essas concentrações são os limites máximos admissíveis de agrotóxicos em água destinada ao consumo humano, com a exceção de aldrin, dieldrein, heptachlor e óxido de heptachlor, que o limite é de $0,03 \mu\text{g L}^{-1}$ (HAMILTON et al., 2003).

Com a utilização de agrotóxicos persistentes e solúveis, como os herbicidas pertencentes à família química das imidazolinonas (VISCHETTI, 1994), aumenta-se o risco de contaminação dos mananciais à jusante a lavoura, através do escoamento superficial e; de fontes de água subterrâneas, no caso da ocorrência da lixiviação, evidenciando que a permanência dos herbicidas no solo é inversamente dependente da taxa de ocorrência dos processos de transporte (SPADOTTO, 2002). O escoamento superficial favorece a contaminação das águas superficiais, com o agrotóxico sendo carregado adsorvido às partículas do solo erodido ou em solução (SPADOTTO, 2002), e pode ocorrer pela erosão laminar de encostas e/ou por extravasamento de água das lavouras de arroz irrigadas por inundação, ou seja, com a manutenção de uma lâmina de irrigação sobre o solo, há maior risco do transporte de moléculas tanto dissolvidas na água de enxurrada, quanto adsorvidas às partículas coloidais em suspensão (WATANABE et al., 2007).

A lixiviação dos herbicidas através do perfil do solo tende a resultar em contaminação das águas subterrâneas e neste caso, as substâncias químicas são carregadas em solução juntamente com a água que alimenta os aquíferos.

A maior parte da produção de arroz do Brasil provém do Estado do Rio Grande do Sul com 64% do total da produção, onde, fundamentalmente, é conduzida sob irrigação por inundação, com a permanência de uma lâmina de água sobre a superfície do solo (IRGA, 2009a). O manejo de água adotado pela maioria dos orizicultores é o manejo de irrigação com entrada contínua de água (ou manejo contínuo), devido ao menor risco de déficit hídrico, o qual pode causar perdas em produtividade e auxílio no controle de plantas daninhas (STONE, 2005). Porém, a manutenção de uma maior lâmina de irrigação sobre o solo facilita o escoamento superficial em ocasião de chuvas (WATANABE et al., 2006; WATANABE et al.,

2007; CHANG et al., 2007; PHONG et al., 2008), perdas por percolação (WALKER, 1999) e acarreta no aumento da utilização de água para a manutenção da lâmina de irrigação (STONE, 2005; WATANABE et al., 2006; WATANABE et al., 2007; MEZZOMO, 2007). De forma agravante, as lavouras orizícolas geralmente são conduzidas em baixadas, com lençol freático próximo à superfície do solo, ou posicionadas às margens de córregos, riachos ou rios, o que faz com que a lavoura de arroz irrigado seja apontada como grande poluidora de recursos hídricos.

O objetivo dessa revisão é proporcionar ao leitor uma atualizada informação acerca do escoamento superficial, seu impacto sobre organismos aquáticos, qualidade da água e também alguns fatores que influenciam na dinâmica dos agrotóxicos no ambiente.

Uso de Agrotóxicos e Suas Consequências

O sistema produtivo de arroz irrigado é caracterizado pela alta estabilidade da produção, elevadas produtividades devido à irrigação por inundação e ampla utilização de agrotóxicos, os quais são usados com a finalidade de minimizar a competição de agentes como plantas daninhas, insetos e doenças com a cultura (MARCHEZAN et al., 2007), promovendo, dessa forma, maior expressão de seu potencial produtivo.

No Brasil, o total de ingredientes ativos de agrotóxicos comercializados para uso no cultivo do arroz irrigado por inundação passou de 4.597 t, em 1997, para 3.146 t, em 2002, correspondente a uma redução de 32%. Desse total, 93,2% correspondeu a venda de herbicidas, 3,8% de fungicidas e 3% de inseticidas (BARRIGOSSI et al., 2004). Tal decréscimo pode ser atribuído a adoção de técnicas mais adequadas de manejo e desenvolvimento de produtos em diferentes formulações e eficientes em baixas doses.

A poluição causada pela agricultura pode ocorrer de forma pontual, onde grandes quantidades de contaminantes são produzidos e/ou lançados no ambiente, como por exemplo, a contaminação causada pela criação de animais em sistemas de confinamento, com grande quantidade de dejetos produzidos e lançados diretamente no ambiente ou aplicados nas lavouras. A poluição também pode ocorrer de forma difusa, a qual é causada principalmente pelo escoamento

superficial, a lixiviação e o fluxo através dos macroporos, sendo difícil conter sua dispersão (RHEINHEIMER et al., 2003). Tais fontes não pontuais de contaminação podem aumentar a concentração de nutrientes, sedimentos e defensivos agrícolas no ambiente, causando a poluição dos corpos d' água, prejudicando a vida aquática e ameaçando o ecossistema aquático.

Alguns recentes estudos de monitoramento da qualidade de água demonstram o fato da contaminação de fontes superficiais, como rios e lagos e subsuperficiais por agrotóxicos. Nos EUA, os herbicidas imazethapyr e imazaquin foram detectados em 71 e 32% do total de 150 amostras de águas superficiais e 16 e 8% do total de 25 amostras de águas subsuperficiais, respectivamente. Entre os 16 herbicidas avaliados, o imazethapyr foi detectado com maior frequência em ambos os monitoramentos (BATTAGLIN et al., 2000), demonstrando a alta suscetibilidade de transporte desse herbicida, o qual é amplamente utilizado na lavoura arrozeira gaúcha.

Na avaliação da qualidade das águas superficiais oriundas de sub-bacias hidrográficas na região de Agudo RS, Bortoluzzi et al. (2005), citam que esta foi comprometida devido à presença de resíduos de imidacloprid, atrazina e clomazone, utilizados em cultivos de fumo e arroz. Em monitoramento das águas dos rios Vacacaí e Vacacaí-Mirim, na região central do RS, Marchezan et al. (2007), demonstram que o herbicida clomazone apresentou maior ocorrência nas amostras, o que pode estar correlacionado com a sua moderada persistência no ambiente e elevada solubilidade em água. Na região Sul do Estado, no período entre a semeadura e colheita do arroz, foi verificado que a qualidade das águas do canal São Gonçalo e do rio Piratini são comprometidas pela presença de resíduos de carbofuran, quinclorac, clomazone e fipronil, também utilizados em lavouras arrozeiras (GRUTZMACHER et al., 2008). Em estudo conduzido em diferentes regiões orizícolas do Estado do RS, Silva et al. (2009), citam que o maior número de agrotóxicos foi detectado nas regiões da Depressão Central e Planície Costeira Externa a Laguna dos Patos. Neste mesmo estudo, o fipronil foi o agrotóxico mais frequente em amostras de água, seguido por imazethapyr, clomazone, tebuconazole, imazapic, quinclorac, penoxsulam e o metabólito 3-hidroxy-carbofuran.

Conforme Primel et al. (2005), os herbicidas usados na cultura do arroz irrigado têm um efeito prejudicial na vida aquática, pois a drenagem da água da lavoura de arroz irrigado coincide com a época de reprodução dos peixes. Porém, na maioria das vezes, a concentração dos agrotóxicos em água é baixa, em parte por serem, geralmente, pouco solúveis e devido ao efeito de diluição. Entretanto, mesmo nestas pequenas concentrações, os peixes e invertebrados podem acumular os agrotóxicos em concentrações muito acima daquelas encontradas nas águas nas quais eles vivem (fenômeno da bioacumulação), pois estes compostos podem se ligar ao material particulado em suspensão e ser ingeridos pelos organismos aquáticos (NIMMO,1985), dentre outros processos. Esses ingredientes ativos presentes na água, podem causar alterações no metabolismo de peixes, como exemplo, demonstra-se que a exposição de carpas (*Leporinus obtusidens*) aos herbicidas clomazone e propanil pode causar alterações significativas em enzimas importantes do organismo, principalmente no fígado, visto que este é o principal órgão responsável pela desintoxicação de substâncias químicas produzidas pelo organismo e também externas ao mesmo (MORAES et al., 2007). Em outro estudo, Moraes et al. (2009) citam que a dose recomendada pela pesquisa da mistura formulada dos herbicidas imazethapyr e imazapic pode causar alterações significativas nos parâmetros de estresse oxidativo de carpas.

Dinâmica dos Agrotóxicos no Ambiente

O solo é o destino final dos produtos químicos usados na agricultura, sejam eles aplicados diretamente neste ou sob a parte aérea das plantas. Ao entrarem em contato com o solo, os agrotóxicos estão sujeitos a processos físico-químicos que controlam seu destino no ambiente, como a sorção, que significa a retenção da molécula do agrotóxico com o solo. Em alguns casos menos de 0,1% do agrotóxicos alcançam o alvo, enquanto o restante (99,9%) tem potencial para se mover para outros compartimentos ambientais, como os mananciais hídricos (SABIK, 2000).

O mecanismo de sorção representa fator preponderante na disponibilidade desses compostos químicos, pois maior ou menor adsorção define os menores e maiores efeitos ecotoxicológicos e capacidade de biodegradação, respectivamente. Os processos de retenção ou adsorção são resultantes da interação entre a

molécula do agrotóxico com as partículas coloidais do solo, podendo ser reversíveis ou não. Esses processos podem retardar ou acelerar o movimento do produto em diferentes direções no solo, pois quando a molécula do agrotóxico não está adsorvida, há maior disponibilidade para a ocorrência desses processos (HARPER, 1994).

Uma vez disponíveis na solução do solo, os agrotóxicos podem sofrer transformações de natureza química (quebra da molécula por fotólise, hidrólise) ou biológica (degradação por microorganismos). Bem como podem ser transportados para fora do sistema pelos processos de volatilização, lixiviação e escoamento superficial (“run-off”) (HARPER, 1994), ocorrendo exposição dos recursos hídricos ao risco de contaminação por agrotóxicos.

Considerando os processos de transporte entre compartimentos ambientais, a lixiviação e o escoamento superficial merecem destaque. A lixiviação pode ocasionar a contaminação da água subterrânea por agrotóxicos e pode ocorrer pela percolação da água no solo e através das fraturas dos solos e rochas (FILIZOLA et al., 2002), promovendo a contaminação das águas subterrâneas sendo que, neste caso, as substâncias químicas são carregadas em solução juntamente com a água que é depositada nos aquíferos.

O escoamento superficial pode causar contaminação de águas superficiais, e pode ser promovido pela erosão laminar com conseqüente escoamento superficial e/ou pelo extravasamento da água de irrigação de lavouras cultivadas sob inundação, onde o agrotóxico pode ser transportado adsorvido à partícula do solo erodido ou em solução.

O potencial de transporte por escoamento superficial e lixiviação depende da combinação das características físico-químicas dos agrotóxicos e do solo, bem como aos fatores relacionados ao clima e manejo.

Características Físico-Químicas dos Agrotóxicos

Entre as propriedades físico-químicas dos agrotóxicos, o coeficiente de adsorção (K_D e K_{OC}), meia-vida no solo ($t_{1/2}$), solubilidade em água (S_w) e a constante de Henry (K_H) são consideradas as mais relevantes no resultado final para sua classificação em relação à contaminação das águas superficiais e subsuperficiais

(FERRACINI, 2002). Entretanto, há outras propriedades físico-químicas que também podem influenciar no transporte de agrotóxicos para o ambiente, por exemplo, o peso molecular, o coeficiente de partição octanol-água (K_{ow}), o coeficiente de ionização (pKa) e a volatilidade, medida pela pressão de vapor (PV).

A solubilidade em água indica a quantidade máxima de uma molécula que se dissolve em água pura a uma determinada temperatura, assim, quanto maior a quantidade de grupos hidrofílicos a substância possuir, maior será sua afinidade com água, portanto, maior sua solubilidade (SILVA et al., 2007). Com o aumento da solubilidade, maior a facilidade de transporte do herbicida do ponto de aplicação até os rios, cursos d'água e águas subterrâneas. No geral, a taxa de escoamento superficial dos agrotóxicos tende a crescer com o aumento da solubilidade em água do ingrediente ativo (i.a.) (NAKANO, 2004).

O coeficiente de partição entre o carbono orgânico do solo, o K_{OC} , representa o coeficiente de sorção normalizado conforme o teor de carbono orgânico do solo, com unidade em mililitro por grama (SILVA et al., 2007). O K_{OC} mede a tendência que um composto químico tem de sofrer partição entre a fase sólida e a solução do solo no sistema solo-água, ou seja, mede sua capacidade de adsorção aos colóides do solo. Este valor torna-se útil para estimar: a extensão em que um soluto orgânico sofrerá partição no solo quando a água movimentar-se através do perfil do solo; o grau em que os compostos químicos adsorverão na superfície do solo; a partição durante o escoamento superficial em sedimentos aquosos. É um fator preditivo da biodisponibilidade do agrotóxico, uma vez que os produtos hidrofóbicos (insolúveis em água) podem ligar-se reversivelmente ao conjunto de carbono orgânico do solo. Conforme Watanabe et al. (2007), o K_{OC} é um bom indicador do destino dos agrotóxicos na água e pode ser utilizado junto à solubilidade para efetuar uma boa predição de seu comportamento no ambiente.

O K_{ow} mede a lipoficidade da molécula, ou seja, se ela tem caráter lipofílico (apolar) ou hidrofílico (polar) (MEROTTO Jr. et al., 2001). Os valores K_{ow} são expressos em logaritmo, variando de -5 a 1 para substâncias de caráter hidrofílico e de 1 a 7 para substâncias de caráter lipofílico.

Conforme Goss (1992), raramente ocorre perda de pesticida por escoamento superficial e lixiviação em solos orgânicos, de agrotóxicos com K_{OC} acima de 300 mL.g⁻¹, pois são fortemente adsorvidos pela matéria orgânica, vislumbrando a

grande influência dessa característica em seu transporte. Concordando com o estudo de Locke et al. (2008), onde verificam que com o aumento da sorção ao solo, as perdas de agrotóxicos associada ao sedimento passam ser mais importantes. Agrotóxicos que combinam alta solubilidade em água e baixo K_{OC} têm maior probabilidade de serem transportados para fora do ambiente alvo por ocasião de chuvas torrenciais (SILVA et al., 2007), drenagem da lavoura por ter maior afinidade com a água (polar) do que com a partículas lipofílicas, ou ainda ser transportado por lixiviação.

A meia-vida na água afeta indiretamente o transporte do herbicida no ambiente, pois uma molécula com alta solubilidade em água e baixa meia-vida possui reduzida capacidade de contaminação, visto que sua presença no ambiente é menor, evidenciando que a permanência do agrotóxico no solo é inversamente dependente da taxa de ocorrência dos processos de transporte (SPADOTTO, 2002). Resultados que comprovam essa afirmação foram obtidos em monitoramento de agrotóxicos realizado por Filizola et al. (2002), o qual não evidenciou resíduo de parathion-methyl na água do córrego na região de Guairá SP, possivelmente devido a meia-vida do agrotóxico em água laminar ser de apenas 0,68 dia. Porém deve-se ressaltar que, o agrotóxico pode, muitas vezes, não ser detectado devido à transformação da molécula original em um metabólito, dificultando o procedimento analítico. Atualmente trabalhos que objetivam análise de metabólitos de agrotóxicos são escassos no Brasil.

O pKa indica o valor do pH em que as moléculas se encontram 50% associadas e 50% dissociadas a um próton (H^+) (HARPER, 1994), as quais modificam sua solubilidade e conseqüentemente o seu K_{OC} , devido à modificações no pH do meio.

A volatilidade é o escape de um composto para a atmosfera na forma vapor do meio aquoso em que se encontra dissolvido. Normalmente é expressa pela PV na unidade de mmHg ou Pa (SILVA et al., 2007). Existem classes de volatilidade, onde valores com expoente $<10^{-5}$ são classificados como produtos de baixa volatilidade, valores entre 10^{-4} e 10^{-5} como moderadamente voláteis e valores $\geq 10^{-3}$ como altamente voláteis (ZIMDAHL, 1999).

A constante da Lei de Henry (K_H) é um coeficiente de partição entre o ar e solução do solo, que também é utilizado na análise de volatilização da molécula.

Este valor define a tendência de um agrotóxico em volatilizar da solução para o ar, sendo que um alto valor para essa constante favorece a volatilização, e os produtos que tenham baixo valor para esta constante tem a tendência de persistir no solo ou na água (PESSOA et al., 2004).

Enfim, torna-se necessário o entendimento da dimensão da importância das características físico-químicas sobre a dinâmica dos agrotóxicos no ambiente, evidenciando a necessidade do estudo destes em diferentes cenários ambientais.

Métodos de Predição do Comportamento de Agrotóxicos no Ambiente

A análise preliminar do comportamento dos agrotóxicos utilizados na cadeia produtiva da agricultura possibilita a identificação dos produtos que podem oferecer risco potencial ou apresentar potencial de contaminação das águas superficiais e subterrâneas. Tal análise torna-se possível com a utilização de modelos e parâmetros matemáticos, baseados nas características físico-químicas do pesticida supracitadas.

Para análise do risco de contaminação de águas superficiais, foi desenvolvido o método de Goss (GOSS, 1992), o qual reúne um conjunto de cláusulas e regras, com base na meia vida no solo, K_{OC} e solubilidade em água (Tabela 1). Esse método classifica o potencial de contaminação em alto, médio e baixo em função do transporte do pesticida adsorvido aos colóides de solo ou dissolvido em água (FILIZOLA et al., 2005).

Para a análise do risco de contaminação de águas subsuperficiais, utiliza-se o método de GUS (Groundwater Ubiquity Score) (GUSTAFSON, 1989) que utiliza valores de meia-vida no solo e K_{OC} para a predição de seu comportamento no ambiente Conforme a fórmula:

$$GUS = \log(t_{1/2} \text{ solo}) \times (4 - \log(K_{OC}))$$

Onde:

GUS = 1,8 – não sofre lixiviação;

1,8 < GUS < 2,8 – faixa de transição;

GUS ≥ 2,8 – Provável lixiviação.

Tabela 1. Critérios utilizados para avaliação do potencial de contaminação de águas superficiais (adaptado de GOSS, 1992).

$t_{1/2}$ solo (dias)	K_{OC} (mL g ⁻¹)	Solubilidade em água (mg L ⁻¹)
Alto potencial de transporte associado ao sedimento		
≥ 40	≥ 1000	----
≥ 40	≤ 500	≤ 0,5
Baixo potencial de transporte associado ao sedimento		
≤ 1	----	----
≤ 2	≤ 500	----
≤ 4	≤ 900	≥ 0,5
≤ 40	≤ 500	≥ 0,5
≤ 40	≤ 900	≥ 2
Alto potencial de transporte dissolvido em água		
> 35	< 100.000	≥ 1
----	≤ 700	10 ≤ solubilidade ≤ 100
Baixo potencial de transporte dissolvido em água		
≤ 1	≥ 1000	----
< 35	----	< 0,5
----	≥ 100.000	----

A análise do comportamento ambiental de compostos orgânicos também é possível a partir da utilização de indicadores de risco sobre organismos e sua distribuição nos compartimentos ambientais tais como solo, água, ar e planta, também conhecidos como Índices de Fugacidade (SILVA et al., 2007). O risco ambiental decorrente da emissão desses compostos é função de suas propriedades físico-químicas; das características físico-químicas de cada meio, as quais definem o grau de vulnerabilidade de cada compartimento ambiental biótico ou abiótico; e das condições climáticas. Plese et al. (2005), observaram que os agrotóxicos 2,4-D, bispiribac-sodium, clomazone, metsulfurom-methyl e quinclorac, utilizados na cultura do arroz, apresentaram como compartimento mais vulnerável a água. Estes resultados são semelhantes aos encontrados por Silva (2007), o qual verificou que a água foi o compartimento ambiental que apresentou maior vulnerabilidade na preferência da distribuição dos agrotóxicos de forma geral.

O conhecimento das propriedades físico-químicas dos agrotóxicos, bem como a capacidade de saber interpretá-las, é de grande importância para uma análise preliminar de seu comportamento no ambiente. Este conhecimento leva o usuário,

seja ele técnico ou produtor, a tomar atitudes corretas, com a finalidade de minimizar o impacto ambiental, causado pela introdução dessas moléculas no sistema.

Condições Climáticas

Entre os fatores climáticos que afetam a dinâmica dos agrotóxicos no ambiente, a ocorrência de chuvas merece destaque. A parcela de precipitação que atinge o solo, dependendo de sua capacidade, pode infiltrar ou escoar. Essa capacidade depende de condições variáveis, como a quantidade de água existente, das características do solo e de sua cobertura (TUCCI & CLARKE, 1997).

A intensidade e duração da chuva podem influenciar no transporte horizontal de agrotóxicos. Isto ocorre pelo fato do possível selamento da superfície do solo devido ao colapso de sua estrutura pela dissolução da matéria orgânica, ocorrendo a formação de crostas pela desagregação do solo proporcionada pelo impacto das gotas de chuva. (MAMEDOV et al., 2001). Este selamento faz com que ocorra a diminuição da taxa de infiltração de água no solo favorecendo o escoamento superficial e a erosão laminar, podendo culminar no transporte de agrotóxicos para corpos d'água adjacentes (PEDERSEN et al., 2002).

A energia cinética da chuva é o principal fator erosivo desta, particularmente durante a fase inicial da erosão (desagregação do solo), sendo um parâmetro apropriado para refletir a resposta da chuva sobre a erosão e o escoamento superficial (AHMAD et al., 2006), onde verifica-se uma significativa correlação entre a energia cinética (AHMAD et al., 2006), intensidade e quantidade de chuva (ARNAEZ et al., 2007) com a erosão e o escoamento superficial.

O transporte das partículas finas desagregadas ocorre quando o solo está saturado ou quando a velocidade de água precipitada é superior a capacidade de infiltração desta no solo, ocasionando o escoamento superficial do excesso de água, em áreas com declive (AHMAD et al., 2006). Finalmente, o material transportado se deposita em locais mais baixos, que podem ser depressões naturais do terreno ou reservatórios de água, como rios, lagos, açudes ou represas.

Uma detalhada análise sobre as características da chuva indicam três possíveis razões que contribuem para escoamento superficial: alta umidade do solo, indicando que agregados na camada superficial do solo são imediatamente

desintegrados e transportados; baixa resistência à erosão com solos descobertos e de fraca estrutura; e grande quantidade de chuva em curto espaço de tempo, excedendo a capacidade de infiltração do solo. O conteúdo de água existente no solo pode afetar a ocorrência de escoamento superficial, pois quando a capacidade de armazenamento de água do solo é atingida, mesmo com baixas precipitações, pode ocorrer escoamento superficial (SRINIVASAN et al., 2002).

Com relação às lavouras conduzidas sob inundação, verifica-se que com a utilização de lâminas de irrigação sobre o solo, há uma diminuição do aproveitamento da água da chuva e conseqüentemente um aumento do escoamento superficial, através do extravasamento da água da lavoura (WATANABE et al., 2006; WATANABE et al., 2007; CHANG et al., 2007; PHONG et al., 2008).

O tempo de intervalo entre a aplicação dos agrotóxicos e a chuva ou irrigação (suficiente para produzir escoamento superficial) afeta significativamente à quantidade de pesticida transportado por escoamento superficial. Alguns estudos demonstram que o pico de detecção dos agrotóxicos verifica-se logo após curto período de sua aplicação (EBISE & INOUE, 2002; SUDO et al., 2002, NAKANO et al., 2004; MEZZOMO, 2009).

Com relação ao efeito da precipitação sobre a lixiviação, Monquero et al. (2008) concluem que os herbicidas trifloxysulfurom-sodium + ametryn, imazapic, diuron + hexazinone e imazapyr apresentaram tendência a serem lixiviados por influência das precipitações pluviais ou de irrigações artificiais, cuja movimentação no perfil do solo pode determinar a seletividade e/ou a eficiência no controle de plantas daninhas, assim como o potencial de contaminação de águas subterrâneas.

Assim, verifica-se que os agrotóxicos podem comportar-se de maneiras diferenciadas, de acordo com o clima da região, podendo haver diferença entre anos no mesmo local, devido à irregularidade do regime pluvial.

Características do Solo

O transporte de agrotóxicos na agricultura é amplamente dependente das propriedades físico-químicas do solo. A erodibilidade do solo é medida através da

sua suscetibilidade à desagregação e transporte pela água, no qual é determinado pelas diferentes propriedades do solo, bem como da chuva, conforme já citado.

Solos com altos teores de matéria orgânica e argilas, apresentam melhor estruturação, devido à estabilidade de agregados, possibilitando menores perdas por escoamento superficial em face à maior resistência à desagregação e selamento superficial, quando comparado com solos de menor quantidade de matéria orgânica (RIISE, 2004). A partir do efeito sobre a agregação, a matéria orgânica afeta indiretamente as demais características físicas do solo, como a densidade, a porosidade, a aeração, a capacidade de retenção e a infiltração de água, entre outras, que são fundamentais à capacidade produtiva do solo.

Por outro lado, solos argilosos apresentam menor macroporosidade, dificultando a lixiviação, e, se mal manejados, podem favorecer o escoamento, devido ao selamento superficial, pois solos argilosos, após receberem umidade podem tornar-se quase impermeáveis (TUCCI & CLARKE, 1997). Já em solos de estrutura leve, mais arenosos, o processo de lixiviação pode ser facilitado, pois esses solos possuem maior macroporosidade, favorecendo a percolação através do perfil, devido ao fluxo facilitado através dos macroporos, diminuindo o processo de escoamento superficial (ARNAEZ et al., 2007).

As argilas, siltes e matéria orgânica perfazem a fração coloidal do solo. Tais partículas são os principais sorbentes dos agrotóxicos, pois possuem uma alta superfície específica, conferindo-os uma maior reatividade devido à presença de cargas. Por esse motivo, os colóides promovem maior resistência aos agregados, melhorando a estrutura do solo, dificultando a erosão e, conseqüentemente, o escoamento superficial. Esses sorbentes também podem ser carregados para áreas não-alvo em suspensão na água de enxurrada durante o escoamento superficial.

Outro aspecto importante a ser ressaltado, é a declividade do terreno. A erosão laminar e conseqüentemente o escoamento superficial podem ser incrementados em áreas declivosas devido ao aumento na velocidade do escoamento superficial da água, o que proporciona uma maior quantidade de energia livre para desagregação, transporte e sedimentação (BARRIGOSSI, 2005).

Aspectos de Manejo

Os fatores que favorecem a erosão influenciam nas perdas de agrotóxicos por escoamento superficial, pois o agrotóxico removido pode estar na solução ou adsorvido às partículas do solo sendo transportados pela enxurrada. Portanto, práticas conservacionistas auxiliam na diminuição da contaminação de mananciais hídricos superficiais.

Um aspecto importante na conservação dos recursos naturais solo e água estão relacionados com a proteção da superfície do solo. A cobertura do solo, relacionada ao seu manejo, é o fator mais importante que influencia as taxas de infiltração e de escoamento da água da chuva devido à proteção do solo contra o impacto das gotas de chuva, reduzindo a sua energia cinética (BERTOL et al., 2006; AHMAD et al., 2006). Este comportamento assemelha-se aos resultados encontrados por Inácio et al. (2007), que verificaram que em solo descoberto o tempo para início do escoamento ocorreu entre 0,7 e 1,8 min, por outro lado, o tempo de escoamento foi maior para o solo que apresentava cobertura vegetal, variando entre 2,4 e 4,8 min. Os mesmos autores ainda citam que para a concentração de sedimentos, vazão, desagregação e perdas de solo, foi verificada os maiores valores na condição sem cobertura do solo, enquanto os valores com cobertura de pastagem foram significativamente menores.

Quanto maior a cobertura do solo, maior a sua rugosidade, proporcionando uma redução do tempo para formação e velocidade da enxurrada, e, conseqüentemente, a erosão, avaliada pelas perdas de solo e de água (CASSOL et al., 2004; BERTOL et al., 2006; ARNAEZ et al., 2007). Com a intensificação do preparo do solo, verifica-se que ocorre diminuição da rugosidade deste, diminuindo a taxa de infiltração e aumentando a velocidade da enxurrada, a concentração e o tamanho dos sedimentos e a taxa de perda de solo (BERTOL et al., 2006). Além disso, o preparo intensivo do solo favorece a formação de camadas compactadas que, reduzindo a infiltração, aumentam o volume de enxurrada e, por conseguinte, as perdas por erosão, além de reduzir o volume de solo explorado pelas raízes das culturas. Com a utilização da semeadura direta, sem o preparo do solo, ocorre menor escoamento superficial de sedimentos, os quais podem conter agrotóxicos adsorvidos a estes. Por outro lado, agrotóxicos com alta solubilidade, podem

permanecer sobre a palha após a sua aplicação, onde são facilmente lavados na ocorrência de chuvas, sendo posteriormente perdidos por escoamento (LOCKE et al., 2008).

Com relação à contaminação de águas subsuperficiais, o sistema de semeadura direta promove um maior potencial de adsorção da molécula do agrotóxico, devido ao maior teor de matéria orgânica no solo, proporcionando uma redução na lixiviação e na contaminação desses mananciais (CORREIA et al., 2007). Em contrapartida, no plantio direto pode haver maior quantidade de macroporos, facilitando a percolação de água através do perfil do solo e a ocorrência de lixiviação.

Outro aspecto a ser destacado, é o sentido do preparo do solo. Quando este é feito no sentido da declividade, ocorre maior formação de crostas, pela deposição de partículas erodidas da parte superior do terreno, diminuindo drasticamente a taxa de infiltração de água no solo e ocorrendo mais rapidamente o início do escoamento quando comparado com o preparo do solo no sentido transversal à declividade (NDIAYE et al., 2005). Analisando as perdas de solo em função da declividade, Inacio et al. (2007) verificaram que essas só foram significativas quando o solo se encontrava descoberto, ressaltando a importância promovida pela cobertura vegetal de pastagem que atuou interceptando as gotas de chuva, reduzindo em consequência a concentração de sedimentos, que contribuem para as perdas e o selamento do solo.

Outra ferramenta de grande importância que merece ser ressaltada é o manejo de irrigação, principalmente da lavoura arrozeira onde é feita por inundação. A irrigação por inundação caracteriza-se pela utilização de grandes volumes de água, variando de $5.374 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (MACHADO et al., 2006) a $11.175 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ por ciclo (TOESCHER et al., 1997). Normalmente, os produtores adotam o manejo de irrigação com entrada contínua de água (ou manejo contínuo), devido ao menor risco de déficit hídrico, que pode causar perdas em produtividade e auxílio no controle de plantas daninhas, pela supressão da germinação de sementes de plantas daninhas e pela maior solubilização do herbicida (STONE, 2005). Porém, devido à manutenção de uma maior lâmina de irrigação sobre o solo, o escoamento superficial em ocasião de chuvas torna-se facilitado (WATANABE et al., 2006; WATANABE et al., 2007; CHANG et al., 2007; PHONG et al., 2008), devido ao

menor aproveitamento da água da chuva (BORREL et al., 1997), maiores perdas por percolação (WALKER, 1999) aumentando a utilização de água para a irrigação (STONE, 2005; WATANABE et al., 2006; WATANABE et al., 2007; MEZZOMO, 2009). Portanto o manejo de irrigação torna-se um importante processo no controle do transporte de agrotóxicos para o ambiente

Atualmente, propostas estão sendo discutidas com a finalidade de uma maior sustentabilidade da lavoura arrozeira, encarada como potencial fonte de poluição do ambiente. Uma dessas propostas é a utilização de lâmina de irrigação intermitente, a qual além de manter os níveis de produtividade semelhantes aos do manejo de irrigação contínuo (BOUMAN & TUONG, 2000; BELDER, 2004; MEZZOMO, 2009), proporciona economia de água para irrigação, onde Stone (2005) verificou que mantendo o solo saturado ou sob inundação intermitente pode economizar 30 a 75% da água de irrigação. Outros estudos demonstram a eficiência da irrigação intermitente, com economia de 29 a 42% para épocas chuvosas e seca, respectivamente (BORREL et al., 1997); e Watanabe et al. (2007), que citam que a irrigação por inundação contínua requer 60% mais água em comparação ao manejo intermitente.

Um dos fatores que propiciam tal economia de água para irrigação é o menor escoamento superficial, devido ao maior aproveitamento da água da chuva (TOESCHER et al., 1997, BORREL et al., 1997; STONE, 2005; WATANABE et al., 2006; WATANABE et al., 2007; MEZZOMO, 2009), verificando relação inversa entre o manejo de irrigação intermitente e perdas de herbicidas por escoamento superficial (PHONG et al., 2008). No estudo de Toeschler et al. (1997) demonstram que a irrigação intermitente proporcionou aproveitamento de 92,5% da água precipitada, pois na ocorrência de chuvas, o nível de água das parcelas estava baixo, propiciando o reenchimento desta.

Pode-se também aliar outras práticas de manejo como a utilização de taipas mais altas e semeadura em momento mais precoce, onde ocorre maior incidência de precipitações, aumentando, conseqüentemente, a eficiência do uso da água de irrigação. Em trabalho realizado por Watanabe et al. (2006), os autores encontraram perdas acumuladas de 38 e 49% do total aplicado de mefenacet e bensulfuron-methyl em área manejada com irrigação contínua. Já na área manejada com irrigação intermitente, nenhum herbicida foi perdido, pois não ocorreu

extravasamento de água da lavoura por ocasião das precipitações. Nesse sentido, Watanabe et al. (2007), comparando as perdas acumuladas para o ambiente de herbicidas em irrigação contínua e intermitente em arroz irrigado, encontraram valores de perdas de 37%, 12%, 35% e 3,8%, 1,2%, 2,7% da massa total dos herbicidas simetryn, thiobencarb e mefenacet para a irrigação contínua e intermitente, respectivamente. Em outro estudo, Mezzomo (2009) concluiu que a irrigação intermitente permitiu redução de 80% no transporte para o ambiente do herbicida imazapic, 96% para imazethapyr e 99% para fipronil. Estes resultados permitem concluir que o manejo da lâmina de água é uma ferramenta importante para diminuir o transporte de agrotóxicos da lavoura arrozeira irrigada para o ambiente.

Com a adoção da irrigação intermitente é possível manter a água que contém os agrotóxicos dissolvidos na lavoura, por um tempo suficiente até sua dissipação, pois em geral o pico de máxima concentração dos agrotóxicos ocorre logo após a sua aplicação, devido a solubilização destes na água de irrigação (MACHADO, 2001; NAKANO et al., 2004; MEZZOMO, 2009). Deve-se ressaltar que devido à diferença do comportamento no ambiente, entre tais agrotóxicos, não é válido estimar período em dias para a sua permanência da água na lavoura, e sim recomenda-se a sua máxima permanência no interior da lavoura e, se possível, evitar a drenagem desta, através da supressão da irrigação, ocorrendo em média 15 e 30 dias após a floração, para solos argilosos e arenosos, respectivamente (STONE, 2005).

Com relação ao movimento vertical de agrotóxicos, a utilização da irrigação intermitente permite uma redução da percolação da água, devido à menor pressão sobre o solo (BORREL et al., 1997; TUONG & BHUIYAN, 1999; WALKER, 1999; BOUMAN & TUONG, 2001; TABBAL et al., 2002; TUONG et al., 2005), ocasionando menor lixiviação de agrotóxicos e um menor risco de contaminação de lençóis subterrâneos. As perdas por percolação podem ser influenciadas pelas propriedades hidráulicas do solo, largura e estado das taipas, preparo do solo, cargas de pressão, decorrentes da altura da lâmina de irrigação, isolamento do aquífero e profundidade do lençol freático (WALKER, 1999). A percolação é considerada o principal componente das perdas de água em solos arenosos, ocasionando o aumento da lixiviação de nutrientes (STONE, 2005), podendo ocasionar inclusive, a lixiviação de

agrotóxicos. De acordo com Bouman (2001), tais perdas podem variar de 100 – 500 mm para solos de textura pesada, até 2500 – 3000 mm para solos médios e leves, por estação de crescimento.

A adoção do manejo de irrigação intermitente possui algumas implicações que devem ser observadas, tais como: total aplainamento do solo, evitando-se áreas sem irrigação; deve-se possuir um eficiente sistema de irrigação, proporcionando a quantidade de água que a lavoura precisa em tempo hábil; promover maior frequência de irrigações, de modo que não submeta a lavoura a estresses hídricos; e efetuar um eficiente controle de plantas daninhas, fator o qual pode ser determinante no sucesso da lavoura conduzida sob irrigação intermitente. Entretanto, as relações entre a entrada de água e produtividade do arroz precisam ser estabelecidas para descobrir até que ponto a entrada de água pode ser reduzida sem comprometer a produtividade e otimizar a escassez de água na produção de arroz.

Considerações Finais

As medidas adotadas isoladamente são insuficientes para a minimização da contaminação do meio ambiente, sendo que, as atitudes a serem tomadas devem ser de forma integrada, buscando medidas conservacionistas em relação ao solo, visto que a erosão hídrica possui estreita relação com o fenômeno de escoamento superficial. Deve-se também ter conhecimentos das características físico-químicas dos produtos, bem como saber interpretá-las para otimizar a sua utilização, visando minimizar os impactos ao ambiente. Para tal, existem modelos simplificados de predição de contaminação ambiental, como o índice de GUS e Goss que podem auxiliar na predição do comportamento de certos i.a. de acordo com suas características.

No que diz respeito ao manejo de irrigação da lavoura arrozeira, deve-se priorizar a manutenção da água de irrigação no interior da lavoura, pelo máximo período possível, a fim de evitar o seu pico de concentração que ocorre logo após a sua aplicação, efetuando-se apenas a reposição da lâmina de irrigação. Também deve-se levar em consideração medidas que propiciem diminuição de perdas de água, proporcionando economia desta para irrigação da lavoura orizícola e

mantendo a sua produtividade; proporcionar maior armazenamento de água pela lavoura provenientes de precipitações, por meio do aumento da altura de taipas, dos canais de drenagem; melhoria no nivelamento do solo afim de conduzir lâmina de irrigação mais baixa, enfim toda e qualquer tática de manejo as quais objetivem a diminuição de perdas, e por conseguinte, minimizando a contaminação do ambiente.

CAPÍTULO II

ESCOAMENTO SUPERFICIAL E DISSIPAÇÃO DE AGROTÓXICOS NA LAVOURA ARROZEIRA SOB TRÊS MANEJOS DE IRRIGAÇÃO

Resumo

O cultivo de arroz irrigado no RS é predominantemente conduzido sob inundação, ou seja, com a permanência de lâmina de irrigação sobre o solo, o que pode ocasionar transporte de agrotóxicos por escoamento superficial. Portanto o adequado manejo de irrigação pode influenciar na redução da carga de agrotóxicos transportados. O objetivo desse trabalho foi avaliar o efeito de diferentes manejos de irrigação no extravasamento de água; transporte e dissipação de imazethapyr, imazapic, clomazone, thiamethoxam, imidacloprid, trifloxystrobin, propiconazol e permethrin. O experimento foi conduzido na área experimental do Departamento de Fitotecnia da Universidade Federal de Santa Maria, no ano de 2008/09. Os tratamentos foram compostos por irrigação por inundação contínua, com manutenção de lâmina de irrigação constante; irrigação intermitente, onde permitia-se evapotranspirar totalmente a lâmina de irrigação, sendo logo restabelecida novamente; e irrigação por banhos, com irrigações de 30 mm de volume de água em intervalos variáveis dependendo da evapotranspiração e de aspectos de clima. Não houve efeito dos manejos de irrigação sobre a persistência dos agrotóxicos. A irrigação intermitente e por banhos proporcionaram redução de 53 e 95% do volume de água perdida e, 46 e 60% massa de agrotóxicos transportados para o ambiente em relação ao total aplicado na lavoura, respectivamente. A massa de agrotóxico transportada não ultrapassou 3% do total aplicado. As maiores concentrações de agrotóxicos em água ocorreram próximo à sua aplicação, sendo fundamental a máxima permanência da água de irrigação no interior da lavoura.

Palavras-chave: armazenamento de água da chuva, meia-vida em água, transporte horizontal.

Introdução

A moderna agricultura caracteriza-se pela constante busca da elevação da produtividade, devido à crescente demanda mundial de alimentos, e maximização dos lucros, tornando-se necessária a utilização de pacotes tecnológicos com ampla utilização de agroquímicos, dentre os quais se encontram os agrotóxicos, principalmente herbicidas, inseticidas e fungicidas, que podem causar contaminação ambiental e desequilíbrio do agroecossistema. Devido a isso, há uma crescente preocupação a respeito do suprimento de alimentos aliado à evidente necessidade da preservação dos recursos naturais, visando à sustentabilidade da atividade através das gerações.

Entre tais recursos, principalmente em áreas de cultivo de arroz irrigado, os mananciais hídricos possuem significativa importância, pois a maioria dessas áreas localizam-se em baixadas, com lençol freático próximo à superfície do solo, ou posicionadas às margens de córregos, riachos ou rios, o que faz com que a lavoura de arroz irrigado seja apontada como grande poluidora de recursos hídricos, podendo, dessa forma, afetar tanto o ecossistema aquático quanto a própria qualidade da água potável para consumo humano.

Existem limites máximos para a concentração de agrotóxicos na água, onde a Comunidade Européia estabeleceu em $0,1 \mu\text{g L}^{-1}$ a concentração máxima admissível de qualquer agrotóxico em águas destinadas ao consumo urbano e em $0,5 \mu\text{g L}^{-1}$ para a concentração total de agrotóxicos. Essas concentrações são os limites máximos admissíveis de agrotóxicos em água destinada ao consumo humano, com a exceção de aldrin, dieldrin, heptachlor e óxido de heptachlor, que o limite é de $0,03 \mu\text{g L}^{-1}$ (HAMILTON et al., 2003). Portanto, verifica-se a importância do entendimento da dinâmica dos agrotóxicos no ambiente, a fim de planejar boas práticas de manejo que minimizem o impacto destes.

O moderno sistema produtivo de arroz irrigado é caracterizado pela alta estabilidade da produção e elevadas produtividades devido à irrigação por inundação e da ampla utilização de agrotóxicos, os quais são utilizados para minimizar a competição de agentes como plantas daninhas, insetos e doenças com

a cultura (MARCHEZAN et al., 2007), promovendo, dessa forma, maior expressão de seu potencial produtivo.

A maior parte da produção de arroz do Brasil provém do Estado do Rio Grande do Sul com 64% do total da produção, onde fundamentalmente é conduzida sob irrigação por inundação, com a permanência de uma lâmina de água sobre a superfície do solo (IRGA, 2009a). Normalmente os produtores adotam o manejo de irrigação com entrada contínua de água (ou manejo contínuo), devido ao menor risco de déficit hídrico, que pode causar perdas em produtividade; menor intensidade no manejo da irrigação e auxílio no controle de plantas daninhas (STONE, 2005). Porém, devido à manutenção de uma maior lâmina de irrigação sobre o solo, facilita o escoamento superficial em ocasião de chuvas (WATANABE et al. 2006; WATANABE et al., 2007; CHANG et al., 2007; PHONG et al., 2008), perdas por percolação (WALKER, 1999) e aumenta a utilização de água para a irrigação (STONE, 2005; WATANABE et al., 2006; WATANABE et al., 2007; MEZZOMO, 2009). Portanto o manejo de irrigação torna-se importante processo na intervenção com intuito da minimização do transporte de agrotóxicos para o ambiente

Normalmente quando inseridos no ambiente, grande parte do total dos agrotóxicos aplicados não atingem o alvo, podendo ser transportados para outros compartimentos, como água, atmosfera ou permanecer retido no solo. A quantidade de agrotóxicos que atingem os mananciais hídricos varia consideravelmente entre regiões e também é muito afetada pelas condições do local, método e doses de aplicação e pelas características físico químicas destes (HUBER et al., 2000).

O comportamento do agrotóxico no ambiente é diretamente afetado pela sua natureza química, a qual influencia suas características físico-químicas como solubilidade, volatilidade, afinidade com frações apolares e tamanho molecular, as quais são intrínsecas a cada molécula, influenciando diretamente na força de sorção, fenômeno o qual é responsável pela ligação dos agrotóxicos ao solo, regulando a sua biodisponibilidade para os demais processos como transformação (degradação) e transporte, seja por volatilização, lixiviação ou por escoamento superficial (HARPER, 1994).

O escoamento superficial é caracterizado pela principal causa de perdas de agrotóxicos em lavoura arrozeira, podendo alcançar até 22% de perdas em relação ao total de agrotóxico aplicado (NAKANO et al., 2004). Como um exemplo da

influência das características físico-químicas, Phong et al. (2008), em condições semelhantes, demonstram uma maior perda do herbicida simetryn em relação ao thiobencarb, possivelmente pela maior solubilidade do primeiro. Já em outro estudo, Nakano et al. (2004) verificaram que, a taxa de escoamento superficial obteve maior correlação com o coeficiente de octanol-água do que a solubilidade dos herbicidas estudados. O coeficiente de octanol-água mede a partição da molécula em meio apolar (octanol) e polar (água), ou seja, a sua lipofobicidade (HARPER, 1994).

Alguns recentes trabalhos de monitoramento da qualidade de águas demonstram o fato da contaminação de fontes superficiais, como rios e lagos. No estudo de Battaglin et al. (2000) nos EUA, constataram que 83% do total de amostras de águas superficiais, continham pelo menos um herbicida pertencente ao grupo das sulfoniluréias, sulfonamidas e imidazolinonas, destacando-se o herbicida imazethapyr, presente em 72% do total das amostras, demonstrando a alta suscetibilidade de transporte desse herbicida, o qual é amplamente utilizado na lavoura arrozeira gaúcha.

Tornando a questão mais local, Bortoluzzi et al. (2005), verificaram que a qualidade das águas superficiais oriundas de sub-bacias hidrográficas na região de Agudo RS, foi comprometida devido à presença de resíduos de imidacloprid, atrazina e clomazone, utilizados em cultivos de fumo e arroz. Na avaliação da qualidade das águas dos rios Vacacaí e Vacacaí-Mirim, na região central do RS, Marchezan et al. (2007) demonstram que o herbicida clomazone apresenta maior ocorrência nas amostras, correlacionando com sua moderada persistência e elevada solubilidade em água. Na região Sul do Estado, no período entre a semeadura e colheita do arroz, foi verificado que a qualidade das águas do canal São Gonçalo e do rio Piratini são comprometidas pela presença de resíduos de carbofuran, quinclorac, clomazone e fipronil utilizados em lavouras arrozeiras (GRUTZMACHER et al., 2008). Em estudo conduzido em diferentes regiões orizícolas do Estado do RS, Silva et al. (2009), citam que o maior número de agrotóxicos é detectado na depressão central e planície costeira externa, onde fipronil é o agrotóxico mais frequente em amostras de água, seguido por imazethapyr, clomazone, tebuconazole, imazapic, quinclorac, penoxsulam e 3-hidroxy-carbofuran.

Atualmente, propostas estão sendo discutidas com a finalidade de uma maior sustentabilidade da lavoura arrozeira, encarada como potencial fonte de poluição do

ambiente. Uma dessas propostas é a utilização de lâmina de irrigação intermitente, a qual utiliza menor lâmina de irrigação, promovendo maior armazenamento da água da chuva e, conseqüentemente reduzindo o transporte por escoamento superficial de agrotóxicos das lavouras arroseiras (STONE, 2005; WATANABE et al., 2006; WATANABE et al., 2007; MEZZOMO, 2009), onde verifica-se relação inversa entre o manejo intermitente e perdas de herbicidas por escoamento superficial (PHONG et al., 2008). No trabalho de Watanabe et al. (2006), foi encontrado perdas cumulativas de 38 e 49% do total aplicado de mefenacet e bensulfuron-methyl em área manejada com irrigação contínua, respectivamente. Já na área manejada com irrigação intermitente, nenhum herbicida foi perdido, pois não ocorreu extravasamento de água da lavoura por ocasião das precipitações. Nesse mesmo sentido Mezzomo (2009) conclui que a irrigação intermitente permitiu redução de 80% no transporte para o ambiente do herbicida imazapic, 96% para imazethapyr e 99% para fipronil.

Entretanto, o manejo da lâmina de irrigação da lavoura arroseira pode ser uma importante ferramenta na diminuição do transporte de agrotóxicos para o ambiente. Nesse sentido, esse trabalho teve por objetivo, avaliar o efeito do manejo da irrigação com lâmina contínua, intermitente e por banhos no extravasamento de água e no transporte e dissipação de imazethapyr, imazapic, clomazone, thiamethoxam, imidacloprid, trifloxystrobin, propiconazol e permethrin.

Material e Métodos

O experimento foi realizado no ano agrícola 2008/2009, na área experimental do Departamento de Fitotecnia da Universidade Federal de Santa Maria, no sistema de semeadura direta, utilizando o delineamento experimental inteiramente casualizado com quatro repetições. O solo é classificado como Planossolo Hidromórfico Eutrófico Arênico, com classe textural franco siltosa, com as seguintes características: $\text{pH}_{\text{água}} (1:1) = 5,1$, teor de argila = 21%, teor de matéria orgânica = 1,9%, $\text{P} = 18 \text{ mg dm}^{-3}$, $\text{K} = 36 \text{ mg dm}^{-3}$, $\text{Ca} = 4,8 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$, $\text{Mg} = 1,8 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$, $\text{Al} = 1,7 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ e índice SMP = 6,4.

Os tratamentos foram compostos por três manejos de irrigação: irrigação por inundação contínua, intermitente e por banhos. No manejo contínuo, a lâmina de irrigação foi constantemente mantida a 10 cm (Figura 1A). No manejo intermitente, permitia-se a água evapotranspirar totalmente, caracterizando o solo na condição de

encharcamento, onde a partir desse momento, efetuada a reposição da lâmina de irrigação novamente a 10 cm, totalizando três reposições durante o ciclo (Figura 1B). No manejo por banhos, foram aplicados somente lâminas de 30 mm ha⁻¹ de volume de água (Figura 1C), totalizando sete irrigações. O manejo de irrigação por banhos foi orientado pelas condições meteorológicas da região, bem como pelo estágio fenológico da cultura e previsões de chuva, onde foi calculado o requerimento diário de água, através do cálculo da evapotranspiração, pela equação de Penman-Monteith. Nos três tratamentos, a irrigação foi cessada quando as plantas de arroz se encontravam no estágio R7 (110 DAE).

As unidades experimentais mediam 15 x 3,8 m de área útil e foram isoladas por taipas com altura média de 0,6 m, reconstruídas previamente na entressafra com propósito de isolamento e compactação das mesmas afim de evitar interferência entre métodos de irrigação e contaminação entre as parcelas. Com a finalidade de evitar as perdas de água por infiltração lateral, foram construídas taipas ronda contornando os tratamentos com um canal, mantendo a água entre as parcelas a fim de manter a mesma carga hidráulica das unidades experimentais.

A semeadura do arroz foi realizada no dia 03/11/2008, em linhas espaçadas a 0,17 m, com densidade de 120 kg ha⁻¹ de sementes da cultivar IRGA 422 CL, em sistema de semeadura direta. A emergência ocorreu no dia 13 de novembro de 2008. As sementes foram previamente tratadas com o inseticida thiamethoxam (350 g i.a. L⁻¹) e imidacloprid (600 g i.a. L⁻¹) na dose de 300 e 80 mL 100 kg de sementes⁻¹, respectivamente. Tais inseticidas são recomendados para o controle da bicheira-da-raiz do arroz irrigado (*Oryzophagus oryzae*). As sementes também receberam o safener dietholate (800 g i.a. L⁻¹) na dose de 1000 mL 100 kg de sementes⁻¹, com a finalidade de conferir maior seletividade à cultura em relação ao herbicida clomazone.

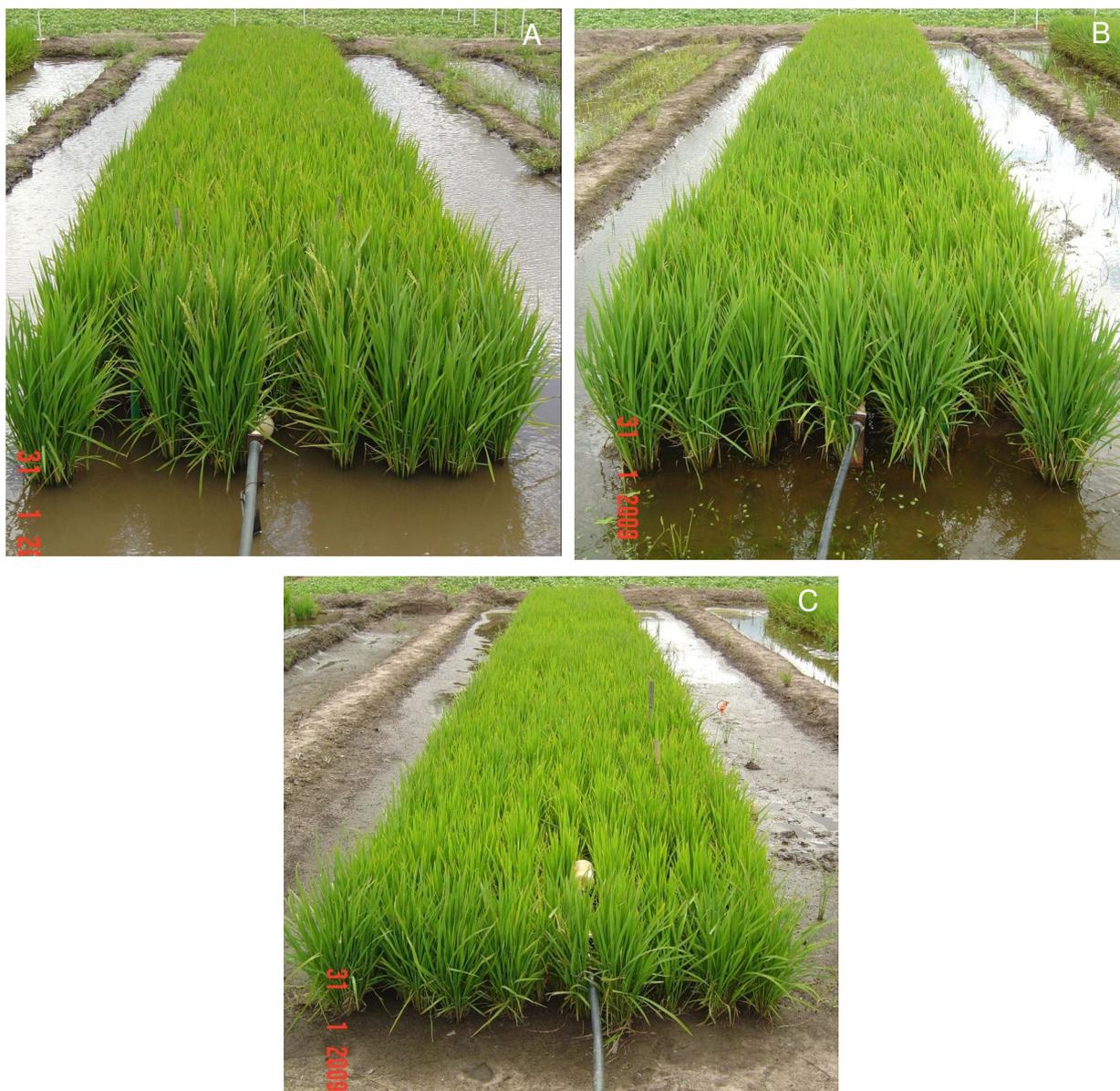


Figura 1. Manejo de irrigação por inundação contínua (A) intermitente (B) e a banho (C). Santa Maria, RS. 2009.

O controle de plantas daninhas foi realizado através da aplicação do herbicida clomazone em pré-emergência, na dose de 2 L ha^{-1} ($500 \text{ g i.a. L}^{-1}$) e do herbicida composto pela mistura formulada de imazethapyr e imazapic (75 e 25 g i.a. L^{-1}) na dose de 1 L ha^{-1} , em pós-emergência, no estágio de V3 – V4. A irrigação iniciou no dia seguinte (28/11) à aplicação do herbicida pós emergente.

O controle de doenças e pragas foi efetuado no estágio de R3 (início do florescimento), com a aplicação da mistura formulada de fungicidas composta por trifloxystrobin e propiconazol ($125 + 125 \text{ g i.a. L}^{-1}$) na dose de 750 mL ha^{-1} e do

inseticida permethrin (250 mL i.a. L⁻¹), na dose de 80 mL ha⁻¹. Os fungicidas e o inseticida aplicados em R3 foram somente monitorados em relação ao seu transporte por escoamento superficial, devido à interceptação do produto pelo dossel foliar, impossibilitando o cálculo da meia vida de dissipação em água. Os demais tratos culturais forma efetuados conforme as recomendações da pesquisa para a cultura, para obtenção de elevadas produtividades (SOSBAI, 2007).

As propriedades físico-químicas de todos agrotóxicos utilizados, estão listadas na tabela a seguir:

Tabela 2. Propriedades físico-químicas dos agrotóxicos imazethapyr (A), imazapic (B), clomazone (C), imidacloprid (D), thiamethoxam (E), trifloxystrobin (F) e propiconazol (G). 2009.

	A ¹	B ¹	C ¹	D ²	E ²	F ²	G ²
P. molec. (g mol ⁻¹)	289,3	275,3	239,7	255,7	291,7	408,4	342,2
Solub. em água: (mg L ⁻¹)	1400	2200	1100	610	4100	610	100
K _{ow}	11 (pH 5); 31 (pH 7); 16 (pH 9)	0,16 (pH 5); 0,01 (pH 7); 0,002 (pH 9)	2,54	0,57	-0,13	4,5	3,72
K _{oc} (mL g ⁻¹)	52	206	300	225	70	1642-3745	950
pKa	2,1 e 3,9	2,0; 3,9 e 11,1	-	-	-	-	1,09
PV (mPa)	< 0,013	< 0,013	1,92 x 10 ⁻²	4 x 10 ⁻⁷	6,6 10 ⁻⁶	3,4 x 10 ⁻³	2,7 x 10 ⁻²
Meia vida em campo (dias)	60 – 90	120	24	191	51	4,2-9,5	29-70

¹ Senseman, 2007.

² Tomlin, 2001.

A irrigação das parcelas foi efetuada de forma independente e automatizada. Em cada unidade experimental foi instalado um sistema de drenagem a 10 cm do nível médio do solo, considerando uma borda livre de um centímetro, com a função de prevenir perdas de água das parcelas em eventuais ocorrências de ventos (Figura 2). Tal sistema de drenagem teve por finalidade coletar 1/17 do volume total de água extravasada das unidades experimentais, na ocasião de chuvas. O volume de água extravasada das parcelas foi armazenado em caixas d'água, para a sua quantificação e coleta para análise de resíduos de agrotóxicos, com a finalidade de avaliar o transporte de agrotóxicos. A quantidade total de agrotóxicos transportados para o ambiente foi determinada para os três manejos de irrigação, porém as taxas

de dissipação e a meia vida dos agrotóxicos foram calculadas apenas para os manejos que continham lâmina de irrigação sobre o solo, ou seja, manejos de irrigação contínua e intermitente.

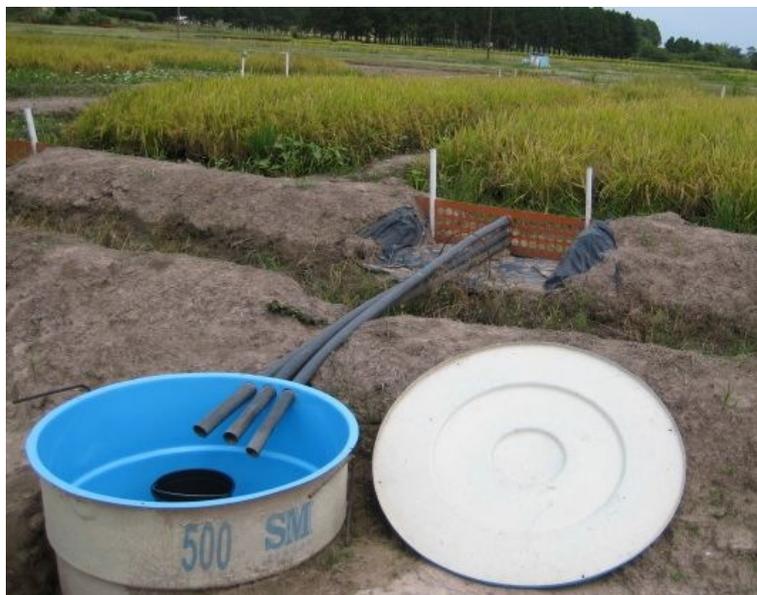


Figura 2. Sistema de drenagem das parcelas. Santa Maria, RS. 2009.

As referidas amostras de água foram acondicionadas em frascos âmbar de 1000 mL de capacidade e logo encaminhadas ao Laboratório de Análise de Resíduos de Pesticidas (LARP-UFSM), onde foram acidificadas e pré-concentradas em cartuchos contendo 500 mg do adsorvente STRATA C₁₈, sendo a eluição executada por duas vezes com 500 µL de metanol. A detecção e a quantificação dos agrotóxicos imazethapyr, imazapic, clomazone, thiamethoxam e imidacloprid foram realizadas utilizando-se HPLC-UV, a 220 nm, munidas de uma coluna Bondesil C18 (250 × 4,6 mm i.d; 5 µm), com fase móvel constituída de metanol e água (60:40 v.v.⁻¹), ajustada a pH 4,0 com ácido fosfórico, com vazão de 0,8 mL min⁻¹. Para trifloxystrobin, propiconazol e permethrin, o procedimento de extração da amostra foi idêntico, variando somente o método analítico, o qual foi o GC-ECD, utilizando-se volume de injeção de 1 µL do volume eluído, em coluna capilar apolar DB-5 (5% fenil e 95% metilpolisiloxano) de 30 m de comprimento, 0,25 mm de d.i. e 0,25 µm de espessura de filme, empregando gás Hélio para o arraste, com vazão inicial de 1,3 mL min⁻¹ e temperatura de 300 °C do detector. Para a análise de meia vida em água dos ingredientes ativos, foram feitas amostragens sistemáticas no interior de cada

parcela aos 1, 3, 5, 7, 10, 16, 25, 35, 41, 52, 74, 82 e 93 dias após o início da irrigação (DII), o que correspondeu a 16, 19, 21, 23, 26, 32, 41, 51, 57, 68, 90, 98 e 109 dias após a emergência (DAE).

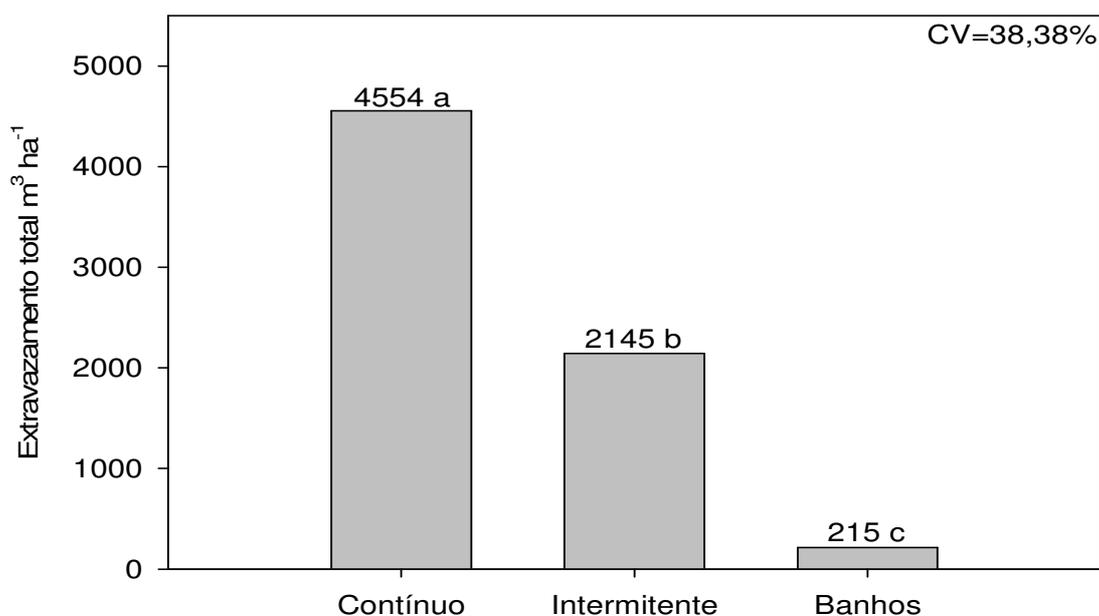
A taxa de dissipação dos agrotóxicos estudados foi calculada aplicando-se o logaritmo neperiano da concentração restante dos agrotóxicos ($\ln C/Co$), obtendo-se dessa forma o k_p , o qual corresponde à taxa diária de dissipação do agrotóxico. Os valores da meia-vida dos herbicidas foram calculados usando a equação $t_{1/2} = \ln(2)/k_p$, onde k_p significa o valor absoluto da inclinação da equação linear e também como a taxa de dissipação dos agrotóxicos na água e no solo (SANTOS et al., 2008), conforme supracitado.

Os dados referentes às constantes da taxa de dissipação dos agrotóxicos (k_p), a quantidade de água extravasada (mm) e a quantidade total de agrotóxicos ($g\ ha^{-1}$) que extravasou juntamente com a água foram inicialmente testados quanto à normalidade e homogeneidade da variância dos dados e, logo submetidas à análise da variância, com a utilização do teste de Tukey ($p \leq 0,05$), no caso de diferença significativa entre os tratamentos.

Resultados e Discussão

O volume de água perdido das parcelas diferiu significativamente entre os três manejos de irrigação, onde o menor volume foi observado no manejo por banhos com $215\ m^3\ ha^{-1}$ extravasados, seguido pelo manejo intermitente com $2145\ m^3\ ha^{-1}$, e por último a inundação por lâmina contínua $4554\ m^3\ ha^{-1}$ (Figura 3). Tal diferença é explicada pelo armazenamento de um maior volume de água da chuva no interior das parcelas, devido à borda livre condicionada pela baixa lâmina de irrigação, verificado pela elevação da lâmina de irrigação do manejo intermitente logo após a ocorrência de chuvas (Figura 4), o que concorda com estudos anteriores (WATANABE et al., 2006; WATANABE et al., 2007; CHANG, 2007; PHONG et al., 2008; MEZZOMO 2009). Dessa forma, os manejos de irrigações por banhos e intermitente proporcionaram armazenamento de 492 mm ($4915\ m^3\ ha^{-1}$) e 299 mm ($2985\ m^3\ ha^{-1}$), respectivamente, em comparação com a irrigação contínua, a qual somente armazenou 58 mm. Tais valores são correspondentes à diferença entre a precipitação total do período de cultivo de 513 mm com o volume de água

extravasado. Em valores percentuais, a irrigação por banhos e intermitente proporcionou redução de 95 e 53% no volume de água extravasado para fora da lavoura e possibilitou a captação de 96 e 58% do total de ocorrência de chuvas, quando comparando com a irrigação contínua, respectivamente.



* Médias não seguidas por mesma letra, diferem pelo teste de Tukey ($P \leq 0,05$).

Figura 3. Volume de água extravasada da lavoura de arroz irrigado manejada no sistema de irrigação contínuo, intermitente e a banhos. Santa Maria, RS. 2009.

Quanto às curvas de dissipação não foi verificada diferença significativa entre os manejos de irrigação para os herbicidas imazethapyr e imazapic e clomazone e dos inseticidas thiamethoxam e imidacloprid. Foram observadas concentrações detectáveis até o fim do monitoramento, aos 93 dias após o início da irrigação (DAII) em ambos os tratamentos, exceto para o inseticida thiamethoxam, o qual não foi detectado a partir dos 41 DAII (Figura 5). Outros autores detectaram concentrações do herbicida imazethapyr em lâmina de água de lavouras de arroz irrigado até o 27º DAII (SANTOS et al., 2008), 32º DAII (MARCOLIN et al., 2003) e 42º DAII (MARCOLIN et al., 2005). Essas diferenças em período de detecção se deve ao aprimoramento dos equipamentos utilizados para a detecção, os quais tornam-se cada vez mais precisos.

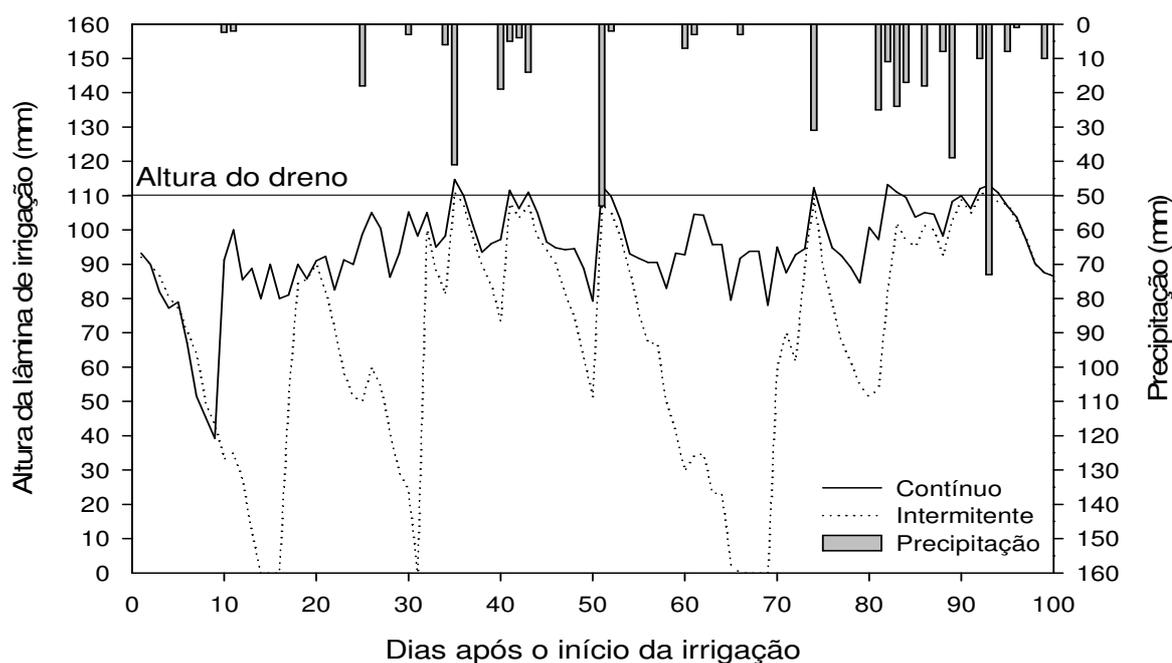


Figura 4. Altura da lâmina de água dos manejos de irrigação contínuo e intermitente e precipitação do período, em dias após o início da irrigação. Santa Maria, RS. 2009.

Para todos os agrotóxicos testados, a máxima concentração ocorreu logo após a sua aplicação, devido à solubilização destes na água de irrigação, (MACHADO et al., 2001; NAKANO et al., 2004; WATANABE et al., 2006; WATANABE et al., 2007; MEZZOMO, 2009), porém não foi verificada diferença significativa entre os manejos de irrigação, em nenhum agrotóxico avaliado. O herbicida clomazone obteve pico de concentração para o manejo contínuo ao 1 DAII, com $19,56 \mu\text{g L}^{-1}$, e aos 2 DAII para o manejo intermitente com $20,54 \mu\text{g L}^{-1}$ (Figura 5C). Para imazethapyr, imazapic, imidacloprid e thiamethoxam, o pico de máxima concentração, independente do manejo de irrigação ocorreu ao 1 DAII, com concentrações máximas de $2,67$ e $2,35 \mu\text{g L}^{-1}$ para imazapic (Figura 5A), $6,69$ e $6,49 \mu\text{g L}^{-1}$ para imazethapyr (Figura 5B), $0,11$ e $0,11$ para imidacloprid (Figura 5D) e $0,53$ e $0,18 \mu\text{g L}^{-1}$ para thiamethoxam (Figura 5E), respectivamente aos manejos de irrigação contínua e intermitente. Esses resultados concordam com o estudo de Phong et al. (2009), que verificaram que a máxima concentração do inseticida imidacloprid ocorreu ao 1 DAII.

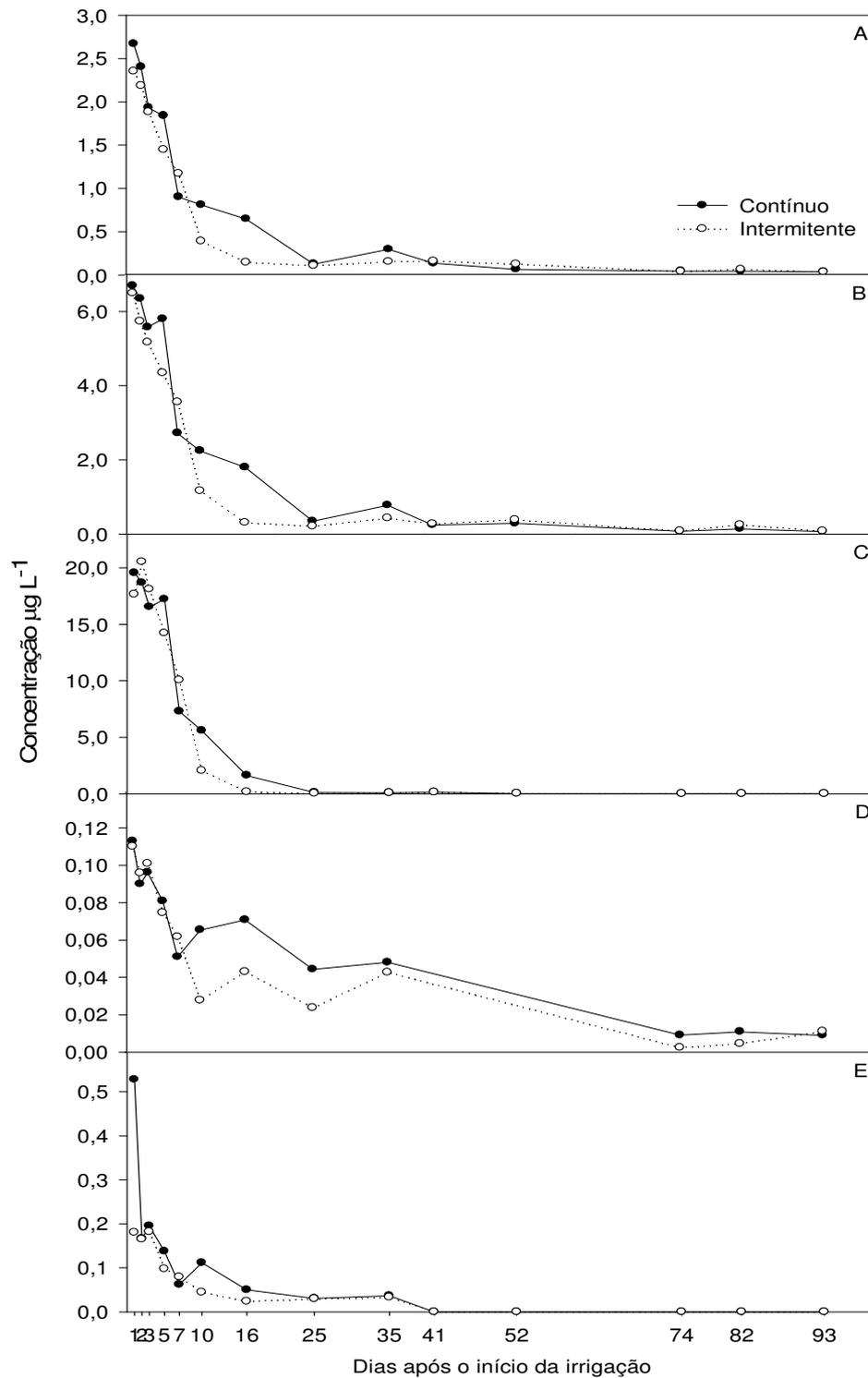


Figura 5. Curva de dissipação dos herbicidas imazapic (A), imazethapyr (B), clomazone (C) e dos inseticidas imidacloprid (D) e thiamethoxam (E) em $\mu\text{g L}^{-1}$ em relação aos manejos de irrigação por inundação contínua e intermitente. Santa Maria, RS. 2009.

Apesar de não significativa, a diferença de concentração de thiamethoxam entre os manejos de irrigação, pode ser atribuída à sua alta solubilidade (Tabela 2), facilitando a solubilização na presença de maior volume de água, e conseqüentemente maior disponibilização deste na água de irrigação.

A máxima concentração dos agrotóxicos próximos à sua aplicação denota a necessidade de prevenção de escoamento superficial, principalmente logo após o início da irrigação. Uma ferramenta para manter essa água dentro da lavoura é através da manutenção de uma lâmina de água mais baixa na fase inicial do cultivo, deixando assim uma borda livre para armazenar a água da chuva e evitar extravasamento (WATANABE et al., 2007).

A concentração dos agrotóxicos decrescem rapidamente com o passar do tempo (Figura 5), devido à rápida degradação dos agrotóxicos proporcionada pela existência de condições climáticas favoráveis, como insolação e temperatura (SANTOS et al., 2008), bem como transporte tanto por lixiviação quanto por escoamento superficial e sorção aos colóides do solo.

A comparação da meia vida de dissipação em água dos agrotóxicos foi baseada na análise estatística da taxa de dissipação em água destes (K_p), onde não foi verificada interação entre os fatores manejos de irrigação e agrotóxicos, portanto a comparação foi feita apenas entre as médias. Comparando-se os manejos de irrigação, não há diferença na meia vida dos agrotóxicos, conforme já verificado por Mezzomo (2009).

Houveram diferenças entre a taxa de dissipação em água dos agrotóxicos testados (Tabela 3). Na análise entre os herbicidas, imazethapyr e imazapic não diferem entre si com meia vida em água de 7,7 e 7,8 dias respectivamente. Tais resultados concordam com os existentes na literatura, onde são encontrados valores próximos de meia vida para os herbicidas imazethapyr e imazapic, como os obtidos por Santos et al. (2008) em condições semelhantes encontraram 6,2 dias de meia vida para imazethapyr e Mezzomo (2009), onde foi verificado meia vida de 6,73 e 10,20 dias para imazethapyr e imazapic, respectivamente.

Com relação ao herbicida clomazone, este se demonstrou menos persistente que os demais, com meia vida relativamente curta de 3,84 dias, ligeiramente inferior aos observados em outros estudos como o de Quayle et al. (2006) que encontraram 7,2 dias e Santos et al. (2008) que observaram meia vida em água de 5 dias.

Trabalhos anteriores verificam a rápida degradação deste em ambiente anaeróbico (SENSEMAN, 2007). Nesse sentido Quayle et al. (2006) afirmam que a meia vida do clomazone em condições de alagamento é significativamente reduzida em comparação com condição aeróbica. Tal fenômeno pode ser explicado pela sua alta volatilidade e umidade do solo decorrente da irrigação, acelerando as perdas do herbicida por volatilização, o que foi verificado por Cumming & Doyle (2002) que citam as perdas por vapor em local de elevada umidade no solo.

Para os inseticidas imidacloprid e thiamethoxam, não foi possível determinar a taxa de dissipação e consequente meia vida em água, visto que eles são aplicados diretamente no solo junto às sementes, não havendo assim uma concentração inicial do herbicida em água. Tal fenômeno pode ser relacionado à forma de aplicação destes agrotóxicos, no tratamento de sementes, onde devido ao direto contato com o solo há uma maior sorção, retardando assim a sua disponibilidade na solução do solo e consequentemente o seu movimento para a lâmina de irrigação. Esses resultados concordam com dados de Phong et al. (2009), que verificaram que ao incorporar o herbicida tricyclazole no solo, obteve-se menores concentrações iniciais deste agrotóxico na água de irrigação.

Conforme o estudo de Gupta et al. (2008), o inseticida thiamethoxam apresenta uma considerável meia vida em água, variando de 46,3 a 75,3 dias em condições de submergência, contrastando com solo em capacidade de campo o qual foi encontrado de 91,2 a 94,1 dias. Tal afirmação demonstra que esse agrotóxico é degradado de forma mais eficiente em ambiente anaeróbico.

Na avaliação da massa de agrotóxicos transportada para o ambiente, os dados foram transformados para raiz quadrada, onde não foi verificada interação entre os fatores manejos de irrigação e agrotóxicos, portanto a análise foi efetuada somente entre as médias. Para todos os agrotóxicos testados, verifica-se que a massa de agrotóxicos transportada é maior no manejo de irrigação por inundação contínua (Tabela 4), observando-se uma redução de 46 e 60% na média do transporte de água, para os manejos intermitente e por banhos, respectivamente. Esses resultados concordam com estudos realizados por Watanabe et al. (2006), onde, a irrigação intermitente com sistema de drenagem alto (75 mm) não ocorreu escoamento superficial, contrastando com a irrigação contínua que em grandes eventos de chuvas escoavam até 20 mm dia⁻¹ de água. Esses mesmos autores

mencionam que o excesso de água armazenado pela irrigação intermitente associada com o alto sistema de drenagem previne perdas de água por escoamento superficial durante significativos eventos de chuva, necessitando assim de menor lâmina de água aplicada a lavoura.

Tabela 3. Meia-vida de dissipação em água (DT₅₀) dos herbicidas imazethapyr, imazapic e clomazone, nos manejos de irrigação contínuo e intermitente. Santa Maria, RS. 2009.

Manejo de irrigação	Imazet.	Imazapic	Clomaz.	Imidaclop.	Thiameth.	Média
----- Kp (dias) -----						
Contínuo	0,089	0,090	0,180	nc ²	nc	0,120 ^{ns}
Intermit.	0,090	0,093	0,182	nc	nc	0,122
Média	0,090 a ¹	0,091 a	0,181 b	nc	nc	
----- DT ₅₀ (dias) -----						
Contínuo	7,87	7,85	3,85	nc	nc	6,53
Intermit.	7,53	7,68	3,83	nc	nc	6,35
Média	7,70	7,77	3,84	nc	nc	

¹ Média não ligada por mesma letra na linha difere estatisticamente pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$);

² nc = Não calculado;

^{ns} Diferença não significativa entre os manejos de irrigação pelo teste F ($p \leq 0,05$).

Para efetuar a comparação do transporte entre agrotóxicos, foi necessário transformar a quantidade total encontrada (g ha^{-1}) para porcentagem do total aplicado, em decorrência da quantidade inicial dos agrotóxicos ser diferente. Feita a transformação, verifica-se que a massa transportada para o ambiente é relativamente pequena, não ultrapassando 3% do total aplicado (Tabela 4), porém, em certos casos, mesmo em quantidades pequenas, o somatório de diferentes agrotóxicos transportados simultaneamente para uma mesma bacia hidrográfica, podem comprometer a qualidade da água em relação ao seu aproveitamento posterior. Novamente observa-se que o manejo de irrigação por inundação contínua ocasiona maior transporte por escoamento, em comparação com os demais manejos de irrigação. Nesse sentido, quando comparado com a irrigação contínua, a irrigação intermitente e por banhos permitem redução do percentual de transporte em 70 e 72% para imazethapyr; 63 e 54% para imazapic; 40 e 18% para clomazone; 72 e 45% para imidacloprid; 82 e 89% para thiamethoxam; 43 e 58% para

trifloxystrobin e; 31 e 66% para propiconazol, respectivamente. Resultados semelhantes aos de Watanabe et al. (2007) que com o emprego da irrigação intermitente, propiciou redução do total de herbicida aplicado de 37 para 3,8%; 12 para 1,2%; e 35 para 2,7%, ou seja, a irrigação intermitente em comparação à contínua proporcionou redução de 90, 90 e 92% de transporte de simetryn, thiobencarb e mefenacet, respectivamente. A diminuição do transporte é estreitamente relacionada com o comportamento climático do ano vigente, pois em anos chuvosos, possibilita maior extravasamento de água da lavoura.

Tabela 4. Massa total de imazethapyr, imazapic, clomazone, imidacloprid, thiamethoxam, trifloxystrobin e propiconazol transportados e porcentagem destes em relação ao total aplicado nos sistemas de irrigação contínuo, intermitente e por banhos. Santa Maria, RS. 2009.

Tratamento	Imazet.	Imazapic	Clomaz.	Imidaclop.	Thiamet.	Trifloxyst.	Propic.	Permethrin	Média
----- Massa total dos ingredientes ativos transportados (g ha ⁻¹) ¹ -----									
Contínuo	0,636	0,672	0,547	0,180	0,385	2,593	2,648	nd ²	1,094 a ³
Intermitente	0,189	0,252	0,334	0,051	0,071	1,474	1,819	nd	0,598 b
Banho	0,179	0,311	0,447	0,099	0,041	1,097	0,905	nd	0,440 b
Média	BC 0,335	B 0,412	B 0,443	C 0,101	C 0,165	A 1,721	A 1,791	nd	
----- Porcentagem transportada em relação ao total aplicado na lavoura ¹ -----									
Contínuo	2,544	0,897	0,521	0,018	0,802	2,765	2,825	nd	1,482 a
Intermitente	0,754	0,336	0,318	0,005	0,148	1,572	1,940	nd	0,725 b
Banho	0,717	0,415	0,426	0,010	0,085	1,170	0,965	nd	0,541 b
Média	A 1,338	B 0,549	BC 0,421	C 0,011	BC 0,345	A 1,836	A 1,910	nd	

¹ Para a análise, os dados foram transformados para $yt = \sqrt{y}$;

³ nd = Não detectado;

² Média não ligada por mesma letra na linha diferem estatisticamente pelo teste de Tukey (P ≤ 0,05).

Na comparação entre agrotóxicos o herbicida imazethapyr e os fungicidas trifloxystrobin e propiconazol apresentam-se com maior valor percentual médio transportado em relação às quantidades aplicadas, devido à maior quantidade aplicada em relação ao imazapic e também à rápida degradação do clomazone. Os inseticidas imidacloprid e thiamethoxam apresentaram menor valor percentual médio de transporte. Tal fenômeno pode ser explicado pelo modo da aplicação dos inseticidas, os quais foram utilizados em tratamento de sementes, localizando-se à 5 cm de profundidade, dificultando a sua solubilização. O inseticida permethrin não foi detectado em nenhum evento de extravasamento.

Quanto à concentração de herbicidas e inseticidas na água de extravasamento, o primeiro do total de dez eventos de transporte ocorreu aos 26 DAII para o manejo contínuo, onde foram verificadas as maiores concentrações com 1,174, 7,308, 0,602, 3,866 e 1,832 $\mu\text{g L}^{-1}$ para imazethapyr, imazapic, clomazone, imidacloprid e thiamethoxam, respectivamente (Tabelas 5 e 6). No manejo intermitente, ocorreram nove eventos de extravasamento, sendo que o primeiro ocorreu aos 36 DAII, onde propiciou maior tempo para degradação dos herbicidas, verificando-se concentrações 4, 24, 8, 84 e 57 vezes menor em comparação ao manejo contínuo. O manejo de irrigação por banhos caracterizou-se pela menor frequência de extravasamento, com apenas cinco ocorrências, sendo que a primeira somente aos 85 DAII, com concentrações 10, 140, 12, 276 e 15 vezes menor em comparação ao manejo contínuo.

Para a avaliação de transporte dos fungicidas aplicados em R3 no dia 2 de fevereiro de 2009 (ou aos 66 DAII), as altas concentrações detectadas na água transportada, decorreu em função da ocorrência de extravasamento 9 dias após a aplicação, ou seja, pouco tempo para a sua degradação (Tabela 7). No total foram cinco eventos de extravasamento dos manejos de irrigação contínuo e intermitente, não havendo diferenças significativas nas concentrações entre tratamentos. O manejo de irrigação por banhos obteve quatro eventos de extravasamento no total.

A frequência de extravasamentos principalmente do manejo contínuo e intermitente se deve à grande ocorrência de precipitações no período, sendo que a principal diferença entre tais tratamentos está relacionada ao volume de água transportado. Dessa forma, esse experimento evidenciou que ao se utilizar práticas que promovam maior armazenamento de água, há significativa diminuição do total de agrotóxico transportado.

Tabela 5. Concentração de imazethapyr, imazapic e clomazone, com respectivos intervalos de confiança (95%), na água de extravasamento da lavoura de arroz manejada nos sistemas de irrigação contínuo, intermitente e por banhos. Santa Maria, RS. 2009.

DAII ¹	imazethapyr ($\mu\text{g L}^{-1}$)			imazapic ($\mu\text{g L}^{-1}$)			clomazone ($\mu\text{g L}^{-1}$)		
	Contínuo	Intermitente	Banhos	Contínuo	Intermitente	Banhos	Contínuo	Intermitente	Banhos
26	1,174 (+- 0,161)	- ²	-	7,308 (+- 10,309)	-	-	0,602 (+- 0,302)	-	-
36	0,402 (+- 0,745)	0,295 (+- 0,305)	-	0,283 (+- 0,219)	0,308 (+- 0,408)	-	0,112 (+- 0,016)	0,073 (+- 0,073)	-
42	0,310 (+- 0,201)	0,262 (+- 0,143)	-	0,358 (+- 0,466)	0,350 (+- 0,150)	-	0,123 (+- 0,042)	0,301 (+- 0,126)	-
44	0,255 (+- 0,164)	0,284 (+- 0,021)	nd ³	0,477 (+- 0,522)	1,279 (+- 2,248)	nd	0,070 (+- 0,032)	0,072 (+- 0,035)	nd
53	0,264 (+- 0,131)	nd	-	0,471 (+- 0,246)	nd	-	0,048 (+- 0,033)	nd	-
75	0,031 (+- 0,021)	0,059 (+- 0,010)	-	0,049 (+- 0,055)	0,032 (+- 0,001)	-	0,009 (+- 0,005)	0,007 (+- 0,005)	-
83	0,073 (+- 0,064)	0,181 (+- 0,315)	nd	0,056 (+- 0,059)	0,138 (+- 0,241)	nd	0,032 (+- 0,026)	0,016 (+- 0,002)	nd
85	0,083 (+- 0,034)	0,129 (+- 0,049)	0,1159 (+- 0,014)	0,043 (+- 0,016)	0,051 (+- 0,003)	0,052 (+- 0,021)	0,008 (+- 0,005)	0,005 (+- 0,001)	0,051 (+- 0,022)
90	0,049 (+- 0,048)	0,105 (+- 0,036)	0,1035 (+- 0,035)	0,038 (+- 0,045)	0,046 (+- 0,021)	0,052 (+- 0,018)	0,009 (+- 0,007)	0,007 (+- 0,005)	0,026 (+- 0,007)
94	0,053 (+- 0,007)	0,074 (+- 0,021)	0,0775 (+- 0,011)	0,030 (+- 0,008)	0,041 (+- 0,004)	0,035 (+- 0,005)	0,008 (+- 0,007)	0,009 (+- 0,007)	0,026 (+- 0,009)
Média	0,269	0,183	0,102	0,911	0,260	0,351	0,102	0,081	0,062

¹ Dias após o início da irrigação;

² Sem ocorrência de extravasamento;

³ nd = Não detectado pelo método utilizado.

Tabela 6. Concentração de imidacloprid e thiamethoxam, com respectivos intervalos de confiança (95%), na água transportada por meio do extravasamento para fora da lavoura de arroz manejada nos sistemas de irrigação contínuo, intermitente e por banhos. Santa Maria, RS. 2009.

DAII ¹	Imidacloprid ($\mu\text{g L}^{-1}$)			Thiamethoxam ($\mu\text{g L}^{-1}$)		
	Contínuo	Intermitente	Banhos	Contínuo	Intermitente	Banhos
26	3,866 (+- 5,068)	- ²	-	1,832 (+- 2,203)	-	-
36	0,051 (+- 0,015)	0,046 (+- 0,045)	-	0,055 (+- 0,044)	0,032 (+- 0,038)	-
42	0,596 (+- 0,110)	0,854 (+- 0,184)	-	0,394 (+- 0,263)	0,712 (+- 0,118)	-
44	0,416 (+- 0,272)	0,528 (+- 0,086)	nd ³	nd	0,661 (+- 0,259)	nd
53	0,640 (+- 0,353)	nd	-	nd	nd	-
75	nd	nd	-	0,120 (+- 0,025)	0,130 (+- 0,013)	-
83	0,011 (+- 0,002)	0,019 (+- 0,005)	nd	0,218 (+- 0,022)	0,197 (+- 0,088)	nd
85	0,009 (+- 0,006)	0,019 (+- 0,017)	0,014 (+- 0,006)	0,184 (+- 0,026)	0,166 (+- 0,001)	0,121 (+- 0,042)
90	0,010 (+- 0,008)	0,009 (+- 0,004)	0,015 (+- 0,006)	0,165 (+- 0,027)	0,144 (+- 0,032)	0,136 (+- 0,039)
94	nd	0,012 (+- 0,001)	0,011 (+- 0,001)	0,084 (+- 0,021)	0,112 (+- 0,035)	0,123 (+- 0,040)
Média	0,562	0,212	0,015	0,371	0,269	0,234

¹ Dias após o início da irrigação; ² Sem ocorrência de extravasamento; ³ nd = não detectado pelo método utilizado.

Tabela 7. Concentração de trifloxystrobin e propiconazol, com respectivos intervalos de confiança (95%), na água transportada por meio do extravasamento para fora da lavoura de arroz manejada nos sistemas de irrigação contínuo, intermitente e por banhos. Santa Maria, RS. 2009.

DAII ¹	Trifloxystrobin ($\mu\text{g L}^{-1}$)			Propiconazol ($\mu\text{g L}^{-1}$)			Permethrin ($\mu\text{g L}^{-1}$)		
	Contínuo	Intermitente	Banhos	Contínuo	Intermitente	Banhos	Contínuo	Intermitente	Banhos
75	4,245 (+- 3,124)	3,325 (+- 5,207)	- ²	2,552 (+- 0,586)	1,488 (+- 2,051)	-	nd	nd	-
83	1,453 (+- 0,539)	1,773 (+- 0,543)	nd ³	1,212 (+- 0,707)	1,083 (+- 1,767)	nd	nd	nd	nd
85	1,213 (+- 0,172)	nd	2,339 (+- 1,831)	1,636 (+- 0,061)	nd	1,248 (+- 1,122)	nd	nd	nd
90	0,824 (+- 0,206)	0,943 (+- 0,162)	0,760 (+- 0,609)	0,981 (+- 0,375)	1,289 (+- 0,401)	0,612 (+- 0,537)	nd	nd	nd
94	0,476 (+- 0,079)	0,697 (+- 0,127)	0,130 (+- 0,158)	0,665 (+- 0,297)	0,998 (+- 0,240)	0,260 (+- 0,106)	nd	nd	nd
Média	1,642	1,864	1,121	1,409	1,341	0,759	-	-	-

¹ Dias após o início da irrigação; ² Sem ocorrência de extravasamento; ³ nd = Não detectado pelo método utilizado.

Conclusões

A irrigação intermitente e por banhos proporcionam redução no volume de água perdida por extravasamento e conseqüentemente reduz a massa de agrotóxicos transportados para o ambiente.

A massa de agrotóxicos transportada não ultrapassa 3% do total aplicado.

A redução do transporte de agrotóxicos e água é devido ao armazenamento da água da chuva no interior da parcela experimental.

A meia vida de dissipação dos agrotóxicos em água não é afetada pelo manejo de irrigação.

As maiores concentrações de agrotóxicos em água ocorrem próximo à sua aplicação, sendo de fundamental importância a máxima manutenção da água no interior da lavoura.

CAPÍTULO III

LIXIVIAÇÃO DO HERBICIDA COMPOSTO PELA MISTURA FORMULADA DE IMAZETHAPYR E IMAZAPIC EM FUNÇÃO DO MANEJO DE IRRIGAÇÃO

Resumo

A tecnologia Clearfield® foi introduzida no Estado do Rio Grande do Sul com a finalidade de incrementar a produtividade média das lavouras, através do eficiente controle de arroz vermelho, com o emprego de herbicidas da família química das imidazolinonas, os quais possuem características de serem persistentes e móveis no ambiente. Portanto, práticas de manejo como a irrigação podem influenciar na dinâmica destes poluentes no ambiente. O objetivo desse trabalho foi determinar o efeito de três manejos de irrigação da cultura do arroz na lixiviação da mistura formulada dos herbicidas imazethapyr e imazapic, em solo de várzea. O experimento consistiu de um ensaio á campo seguido de um bioensaio. O bioensaio foi conduzido em casa de vegetação do Setor de Herbologia junto a Universidade Federal de Santa Maria no ano de 2009. Os tratamentos foram arranjados em esquema fatorial, onde o fator A consistiu nos manejos de irrigação por inundação contínua, intermitente e por banhos (do experimento de campo) e o fator B composto pelas profundidades do solo de 0 até 30 cm. Foi efetuada a comparação do crescimento de plantas de arroz irrigado não tolerante aos herbicidas, cultivada em solo submetido aos manejos de irrigação, com o crescimento das plantas em solo com quantidade conhecida dos herbicidas. A irrigação promove movimento vertical do herbicida, porém a diferença entre os manejos de irrigação, apenas é observada na camada superficial do solo (0-5 cm), devido ao favorecimento da degradação microbiana aeróbica, no manejo intermitente por banhos. A mistura formulada do herbicida concentra-se na camada de 5-20 cm de profundidade aos 134 dias após a aplicação do produto em solo de várzea.

Palavras-chave: bioensaio, estatura de plantas, fitotoxicidade, irrigação intermitente.

Introdução

O crescimento populacional tem contribuído para o aumento na demanda de alimentos no mundo. Para suprir essa necessidade, torna-se necessário a utilização de ferramentas que propiciem o aumento da produção, como a utilização de pacotes tecnológicos que, geralmente, visam à larga utilização de defensivos agrícolas. Entre os sistemas de produção, vale ressaltar o cultivo de arroz irrigado, o qual demanda o intenso uso de agroquímicos, principalmente herbicidas, inseticidas e fertilizantes.

A tecnologia Clearfield® foi introduzida como uma ferramenta para o eficiente controle químico do arroz-vermelho, principal planta daninha das lavouras de arroz irrigado (AGOSTINETTO et al., 2001; VILLA et al., 2006; SANTOS et al., 2006), o que contribuiu para o acréscimo da produtividade média de grãos de arroz do Estado. Os herbicidas utilizados em tal tecnologia pertencem ao grupo das imidazolinonas, as quais possuem elevado risco de contaminação de águas subterrâneas devido ao seu alto efeito residual e solubilidade (VISCHETTI, 1994), podendo permanecer por mais de três anos no ambiente e alcançar até 40 cm de profundidade no solo, no caso do herbicida imazethapyr (HOLLAWAY et al., 2006). Nos EUA, os herbicidas imazethapyr e imazaquin foram detectados em 71 e 32% do total de 150 amostras de águas superficiais e 16 e 8% do total de 25 amostras de águas subsuperficiais, respectivamente, onde o herbicida imazethapyr foi detectado com maior frequência, entre os 16 herbicidas avaliados em ambos os monitoramentos (BATTAGLIN et al., 2000).

A persistência do imazethapyr é influenciada pelas características do solo, como textura, teor de matéria orgânica e umidade (GOETZ, 1990), sendo essa persistência dependente diretamente do metabolismo microbiano aeróbico, principal mecanismo de dissipação das imidazolinonas no solo (LOUX & REESE, 1993; FLINT & WITT, 1997). Porém, em condições de anaerobiose, a sua degradação é praticamente nula (MANGELS, 1991), caracterizando a maior persistência em ambientes hidromórficos, como a lavoura arrozeira irrigada por inundação, podendo

ocorrer efeito residual desse herbicida sobre o arroz suscetível até 358 dias após a sua aplicação (MASSONI et al., 2007).

Parte dos herbicidas que atingem o solo pode ser transportada para o seu interior, através do transporte pela água proveniente das chuvas ou da irrigação, podendo ocasionar a contaminação de águas subterrâneas, as quais muitas vezes podem servir de fonte de água potável para o consumo humano. Portanto, a utilização de herbicidas persistentes e com alta solubilidade, tais como aqueles pertencentes ao grupo das imidazolinonas, têm maior probabilidade de contaminação de águas subterrâneas, devido à sua grande mobilidade no ambiente (JOURDAN et al., 1998; FIRMINO et al., 2008).

Em estudo de monitoramento da movimentação do herbicida imazethapyr no perfil de um solo arenoso, verificou-se que em cinco dias após a aplicação, sob condições moderadas de chuva, o herbicida foi detectado nas profundidades de 15-20 cm, podendo atingir até 30 cm de profundidade após três meses de sua aplicação, porém, a máxima concentração foi observada na camada de 0-15 cm (JOURDAN et al., 1998). Resultados semelhantes foram encontrados por Kraemer et al. (2009) em solos de várzea, onde o herbicida imazethapyr lixiviou até 20 cm independente do manejo dado ao solo, semeadura convencional ou direto, sendo observada maiores concentrações na camada de solo de 5-15 cm, no sistema de semeadura direta. Em outro estudo, analisando o movimento de imazapyr através de bioensaio, Firmino et al. (2008), encontraram maiores concentrações nas profundidades de 0-15 cm para o solo muito argiloso, de 0-20 cm para o solo franco-argilo arenoso e de 0-25cm para o solo areia franca, evidenciando a importância da textura do solo sobre a lixiviação.

Apesar do decréscimo da quantidade de água destinada para a agricultura, o sistema produtivo de arroz irrigado por inundação utiliza a água de forma ineficiente. Tal fato é decorrente de elevadas perdas por escoamento superficial, evaporação, fluxo lateral e percolação de água no solo. A percolação é considerada o principal componente das perdas de água em solos arenosos, ocasionando o aumento da lixiviação de nutrientes (STONE, 2005), podendo ocasionar, inclusive, a lixiviação de agrotóxicos. As perdas por percolação podem ser influenciadas pelas propriedades hidráulicas do solo, largura e estado das taipas, preparo do solo, cargas de pressão, decorrentes da altura da lâmina de irrigação (BORREL et al., 1997; TUONG &

BHUIYAN, 1999; WALKER, 1999; BOUMAN & TUONG, 2001; TABBAL et al., 2002; TUONG et al., 2005), isolamento do aquífero e profundidade do lençol freático (WALKER, 1999). Conforme Walker (1999), com a utilização de lâmina de irrigação mais rasa, as perdas por percolação são reduzidas, podendo até serem cessadas em algum momento.

A irrigação intermitente do arroz irrigado, além de manter elevados os níveis de produtividade quando comparado à irrigação contínua (BELDER, 2004; MEZZOMO, 2009), permite uma economia de água para irrigação, variando de 29 a 42% para épocas chuvosas e seca, respectivamente (BORREL et al., 1997); 30 a 75% (STONE, 2005); e 32% (MEZZOMO, 2009) em comparação ao manejo de irrigação contínuo. A referida economia é ocasionada pelo melhor aproveitamento das precipitações (BORREL et al., 1997; TOESCHER et al., 1997); diminuição das perdas por escoamento superficial (STONE, 2005; WATANABE et al., 2006; WATANABE et al., 2007; MEZZOMO, 2009), e por percolação (BORREL et al., 1997; TUONG & BHUIYAN, 1999; TABBAL et al., 2002; STONE 2005; TUONG et al., 2005). De acordo com Bouman (2001), as perdas por percolação podem variar de 100 – 500 mm para solos de textura pesada e 2500 – 3000 mm para solos médios e leves, por estação de crescimento. Dessa forma, com a redução da percolação de água, pode haver uma menor lixiviação de agrotóxicos no solo e um menor risco de contaminação de lençóis subterrâneos.

Entretanto o manejo de irrigação da cultura do arroz pode afetar a lixiviação do herbicida composto pela mistura formulada de imazethapyr e imazapic e sua concentração ao longo do perfil do solo. Contudo, o presente trabalho teve por objetivo determinar o efeito de três manejos de irrigação do arroz irrigado na lixiviação do herbicida composto pela mistura formulada de imazethapyr e imazapic em solo de várzea.

Material e Métodos

O experimento de campo foi conduzido com arroz irrigado no ano agrícola de 2008/09 em Sistema Clearfield[®], na área de várzea sistematizada do Departamento de Fitotecnia junto a Universidade Federal de Santa Maria, no sistema de semeadura direta. O solo é classificado como Planossolo Hidromórfico Eutrófico

Arênico, com classe textura franco siltosa, com as seguintes características: $\text{pH}_{\text{água}} (1:1) = 5,1$, teor de argila = 21%, teor de matéria orgânica = 1,9%, $\text{P} = 18 \text{ mg dm}^{-3}$, $\text{K} = 36 \text{ mg dm}^{-3}$, $\text{Ca} = 4,8 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$, $\text{Mg} = 1,8 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$, $\text{Al} = 1,7 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ e índice SMP = 6,4.

O experimento foi organizado no delineamento inteiramente casualizado com quatro repetições. Os tratamentos foram compostos por três manejos de irrigação: manejo de irrigação por inundação contínua, intermitente e por banhos. Sendo que os dois primeiros foram instalados em área com histórico de um ano de utilização da tecnologia Clearfield. O manejo de irrigação por inundação contínua caracterizou-se pela manutenção de uma lâmina de irrigação constante a 10 cm acima do nível médio do solo; na irrigação intermitente, permitia-se a total evapotranspiração da lâmina de irrigação, caracterizando o solo na condição de encharcamento, e a partir desse momento, feita a reposição da lâmina de irrigação novamente a 10 cm; por fim, o manejo de irrigação por banhos foi efetuado com irrigações de apenas 30 mm de volume de água. Tal manejo de irrigação foi orientado pelas condições meteorológicas da região, bem como pelo estágio fenológico da cultura e previsões de chuva, onde foi calculado o requerimento diário de água, através do cálculo da evapotranspiração, pela equação de Penman-Monteith. Nos três tratamentos, a irrigação foi cessada quando as plantas de arroz se encontravam no estágio R7 (110 DAE).

Todos os tratamentos receberam o correspondente a 1 L ha^{-1} do herbicida composto pela mistura formulada de imazethapyr e imazapic (75 e 25g i.a. L^{-1} , respectivamente), aspergido no estágio de V3-V4, conforme escala fenológica proposta por Counce (2000), com a finalidade de controle de arroz-vermelho. Aos 134 dias após a aplicação do herbicida, foram coletadas amostras de solo com a finalidade de conduzir um bioensaio para determinação da concentração do herbicida em profundidade. Além da coleta do solo nas áreas tratadas com o herbicida foram coletadas amostras de solo em área que não recebeu o tratamento herbicida (tratamento testemunha) para construção da curva de calibração com doses crescentes.

As coletas de solo foram feitas através da retirada de monolitos com auxílio de tubos de PVC (10 cm de diâmetro e 50 cm de comprimento). O tubo de PVC foi introduzido no solo com auxílio de um batedor até a profundidade de

aproximadamente 40 cm e, após, retirado do solo com auxílio de pá de corte, evitando a deformação da amostra. Logo após a remoção dos monolitos (amostras de solo não deformadas), estes foram seccionados em intervalos de 5 cm até o correspondente a 30 cm de profundidade. Essas porções de solo foram utilizadas para realização de bioensaio com plantas de arroz irrigado da cultivar IRGA 417, não tolerante ao grupo das imidazolinonas, como bioindicadora da presença dos herbicidas.

O bioensaio foi conduzido no ano 2009, em casa de vegetação do Setor de Herbologia, do Departamento de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Santa Maria. Os tratamentos foram arranjados em blocos completamente casualizados em esquema fatorial com quatro repetições, onde o fator A consistiu no manejo de irrigação utilizada no experimento de campo: A1: manejo contínuo, A2: intermitente e A3: manejo por banhos; e o fator B consistiu das profundidades de coleta do solo: 0-5, 5-10, 10-15, 15-20, 20-25 e 25-30 cm.

O procedimento do bioensaio consistiu na comparação do crescimento de plantas de arroz irrigado (cv IRGA 417) não tolerante aos herbicidas, cultivada em solo que recebeu os tratamentos descritos anteriormente (Figura 6A, B, C), com o crescimento das plantas em solo com quantidade conhecida dos herbicidas (Figura 7A). Para o comportamento das curvas de calibração, foi ajustado uma curva sigmoideal de 3 parâmetros (Figura 7B), onde através da equação dessa curva, foi calculado a quantidade total de herbicida encontrado em cada profundidade. As curvas de calibração foram realizadas em solo que não recebeu a aplicação do herbicida (sem resíduo), elaboradas para cada profundidade. Nas profundidades de 0-5, 5-10 e de 10-15 cm, foi aplicado o correspondente as doses de 0, 50, 100, 300, 500 e 800 mL da mistura formulada de imazethapyr e imazapic ha^{-1} . Já nas profundidades 15-20, 20-25 e 25-30 cm, foi aplicado o herbicida nas doses de 0, 10, 25, 50, 200 e 500 mL ha^{-1} . Foram aplicadas doses menores nas profundidades maiores porque, normalmente, encontram-se menores quantidades de herbicidas nas profundidades de 15-25 cm (KRAEMER et al., 2009).

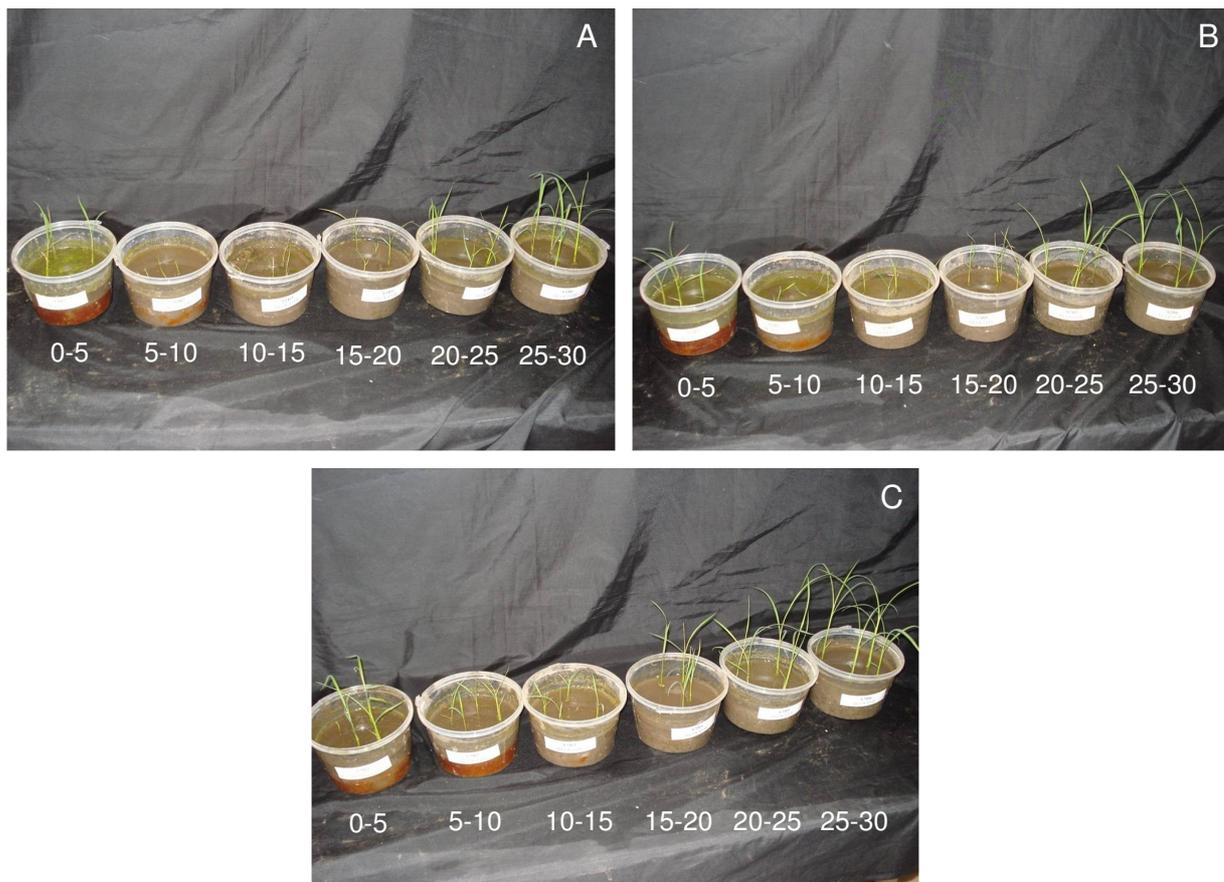


Figura 6. Comportamento da lixiviação nos estratos de 0-5, 5-10, 10-15, 15-20, 20-25 e 25-30 cm, submetidos à irrigação por inundação contínua (A), intermitente (B) e por banhos (C). Santa Maria. 2009.

As porções de solo, previamente seccionadas em 5 cm, provenientes das áreas tratadas ou da área sem tratamento com herbicida foram destorroadas e acondicionadas em potes de 15 cm de diâmetro e adicionado água para desestruturação do solo e formação do lodo para semeadura do arroz no sistema pré-germinado.

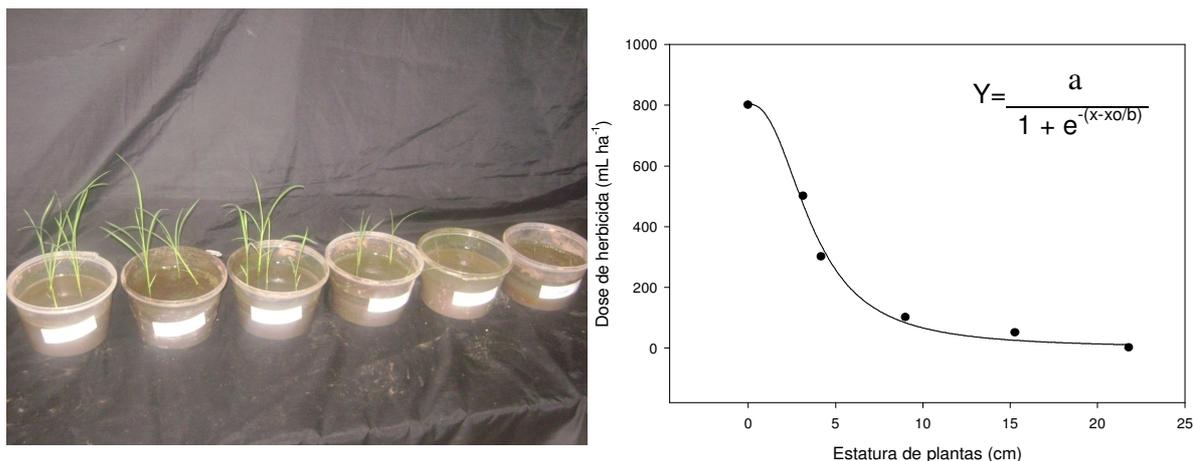


Figura 7. Exemplo de comportamento da curva de doses crescentes (A) e ajuste de curva sigmoidal de três parâmetros (B). Santa Maria. 2009.

Nos potes referentes às curvas de calibração, a aplicação do herbicida no solo foi realizada com pipetas automáticas, retirando quantidades diferenciadas para cada dose de uma solução de 150 $\mu\text{L L}^{-1}$ da mistura formulada herbicida. Após a aplicação do herbicida, o solo foi deixado em repouso por um período de 48 horas para o equilíbrio de sorção do herbicida com o solo. Após esse período, seis sementes de arroz pré-germinadas foram semeadas em cada unidade experimental (UE), sendo feito desbaste uma semana após a semeadura, deixando-se quatro plantas por pote.

As sementes foram previamente tratadas com o inseticida fipronil na dose de 37,5 g i.a. por 100 kg de sementes. A adubação de base foi realizada antes da semeadura, sendo feita a homogeneização em cada unidade experimental, com dose correspondente a 450 kg ha⁻¹ de fertilizante de fórmula 05–20–30 (N-P-K), afim de eliminar a diferença de fertilidade entre o solo coletado nas diferentes profundidades do perfil do solo. A adubação nitrogenada de cobertura foi efetuada quando o arroz irrigado encontrava-se no estágio de 3-4 folhas (V3-V4), com aplicação do equivalente a 70 kg ha⁻¹ de N na forma de uréia, sobre lâmina de água.

No experimento de campo foi monitorada a altura do lençol freático, onde nos manejos de irrigação contínuo e intermitente, a altura do lençol freático foi considerada a altura da lâmina de irrigação e no manejo de irrigação por banhos foram feitas medições diárias, através utilização de régua em canos perfurados de

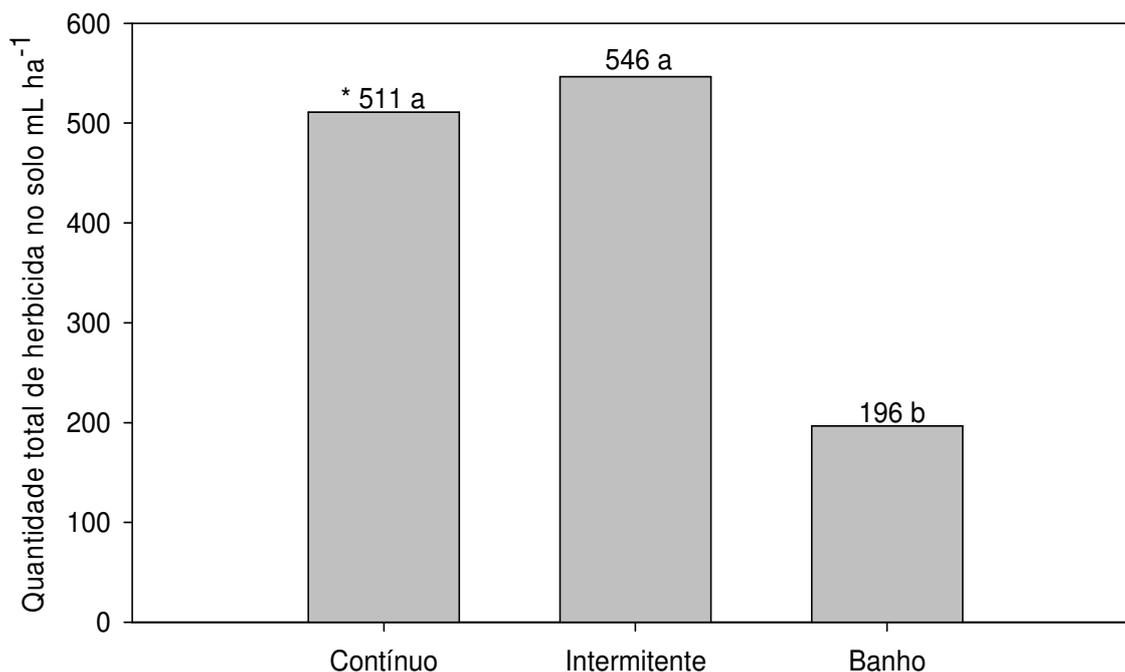
50 cm de comprimento inseridos no solo. No experimento de bioensaio foram feitas avaliações de fitotoxicidade visual com notas de 0 (sem efeito do herbicida) a 100% (plantas mortas pela ação do herbicida), comparada com a testemunha de cada profundidade e estatura de plantas aos 7, 14 e 21 dias após a semeadura (DAS). O procedimento foi estimar fitotoxicidade e redução da estatura de plantas, observada nas plantas de arroz não tolerantes em solo que havia quantidade desconhecida de herbicida (manejos de irrigação) com o comportamento de plantas de arroz em solo com doses conhecidas (curva de calibração), utilizando-se a curva ajustada para estimar a quantidade de herbicida em cada parcela, sendo estas convertidas em mL ha⁻¹, e logo em % do total encontrado por profundidade, com base nas curvas de calibração.

Os dados foram submetidos aos testes das pressuposições do modelo matemático (normalidade e homogeneidade das variâncias), transformando-se quando necessário e logo submetido à análise da variância, com a utilização do teste de Tukey ($p \leq 0,05$), no caso de diferença significativa entre os tratamentos.

Resultados e Discussão

Em todas as avaliações, os dados obtiveram distribuição normal e não foi necessária a sua transformação. A quantidade estimada da mistura formulada do herbicida presente no solo no somatório de todas as profundidades avaliadas (0 a 30 cm) não diferiu entre as avaliações de estatura de plantas e fitotoxicidade visual. Portanto, utilizou-se para demonstração a média entre as avaliações, onde foi observada diferença entre os manejos de irrigação (Figura 8), com menor quantidade observada no manejo de irrigação por banhos.

A menor quantidade de herbicida encontrada no manejo de irrigação por banhos se deve ao fato que esse tratamento apenas foi inserido no segundo ano de cultivo, portanto recebeu apenas uma aplicação do herbicida. Já os outros dois tratamentos receberam o herbicida por dois anos consecutivos. É válido ressaltar que nesse experimento de bioensaio é avaliado apenas o efeito da mistura formulada composta pelos herbicidas imazethapyr e imazapic, sem possibilidade de discriminação da concentração de cada princípio ativo, que compõem tal formulação.



*Médias não seguidas pela mesma letra diferem pelo teste de Tukey ($P \leq 0,05$).

Figura 8. Quantidade total de herbicidas no solo (mL ha^{-1}), no somatório das quantidades encontradas nas profundidades de 0 a 30 cm, nos manejos de irrigação contínuo, intermitente e a banhos. Santa Maria, RS. 2009.

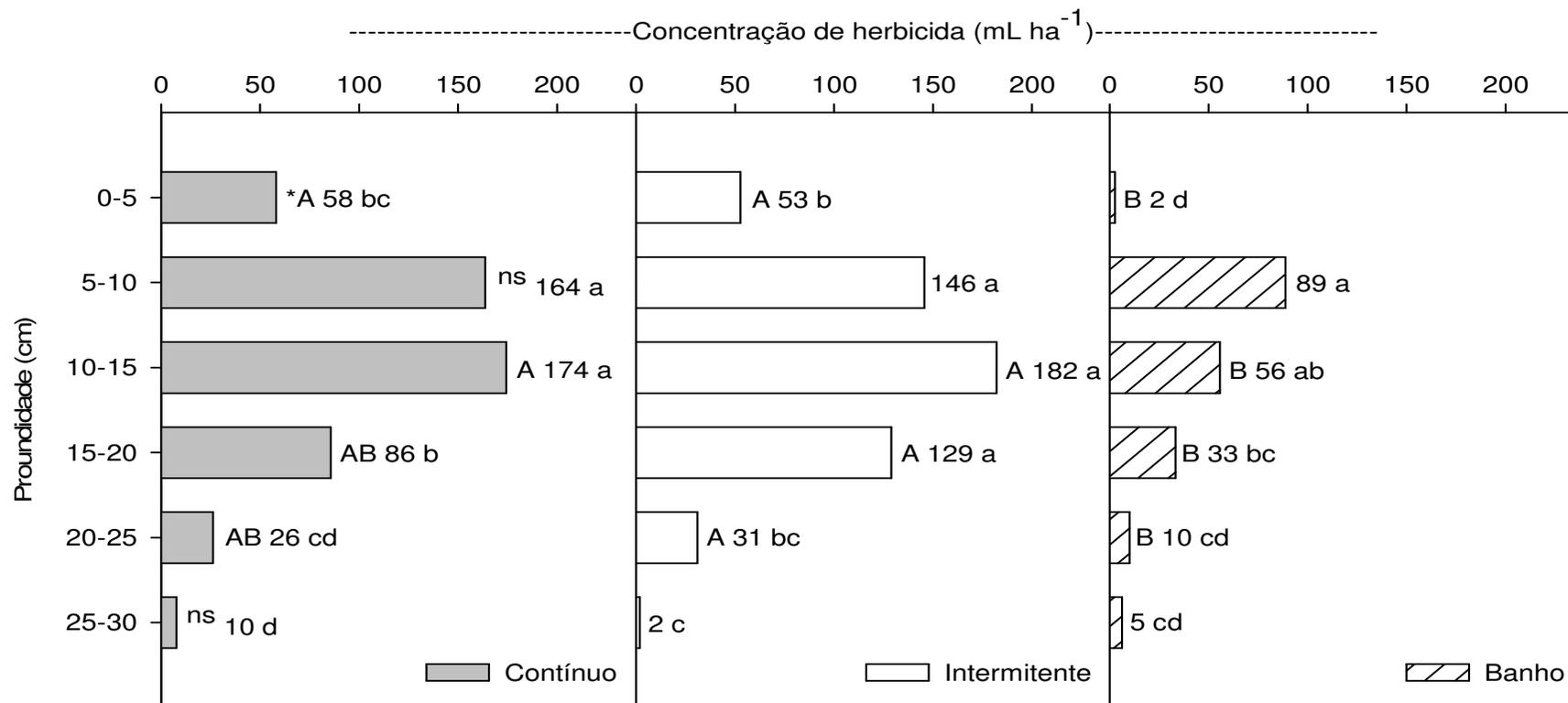
Para avaliar o efeito da profundidade no perfil do solo, foi efetuada a análise da variância envolvendo os fatores manejos de irrigação, profundidades e métodos de quantificação da presença do herbicida a cada profundidade (estatura e fitotoxicidade visual de plantas), onde verificou-se interação tripla entre os fatores. Posteriormente foi efetuado o desdobramento da interação do fator profundidades, dentro de cada manejo de irrigação, separadamente para cada método de avaliação.

Na avaliação de estatura de plantas, a quantidade de herbicida presente em cada amostra de solo estimada através da curva de calibração demonstrou interação entre os fatores manejos de irrigação e profundidade no perfil do solo, indicando que os manejos de irrigação apresentam comportamento diferenciado para profundidade (Figura 9). A maior quantidade de herbicida nos manejos de irrigação contínuo e por banhos localizou-se na camada de 5-15 cm com 66 e 74% da quantidade total

encontrada, respectivamente. Para o manejo intermitente, a maior concentração de herbicidas localizou-se na camada de 5-20 cm, com 84% do total encontrado. Estes resultados foram semelhantes aos observados por Jourdan (1998), que em bioensaio com colunas de solo obteve a maior concentração de imazethapyr na camada de 0-15 cm, e aos dados de Kraemer et al. (2009) que concluíram que a maior quantidade de herbicida é encontrada na camada de 5-15 cm de profundidade, em área cultivada sob plantio direto, demonstrando que, mesmo em solos hidromórficos de baixa condutividade hidráulica, o herbicida imazethapyr lixívia até 20 cm. Enfatizando tal informação, Jourdan (1998) afirma que o herbicida imazethapyr, após cinco dias de sua aplicação e ocorrência de chuva moderada, foi detectado de 15-20 cm de profundidade, podendo alcançar até 30 cm, após trinta dias.

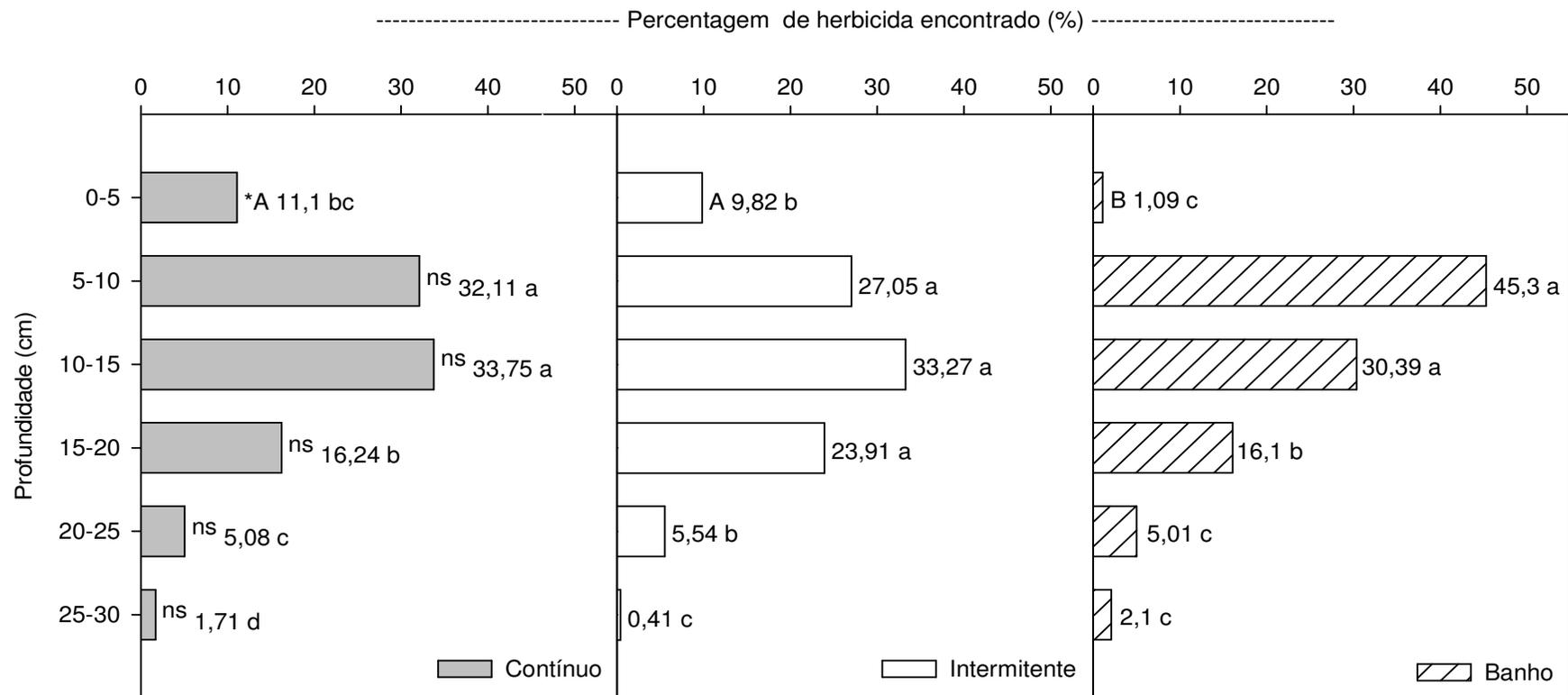
A comparação entre tratamentos nas diferentes profundidades fica impossibilitada, pois o manejo por banhos recebeu aplicação do herbicida apenas um ano, ficando esse com uma dose aplicada diferente daquela aplicada nos manejos contínuo e intermitente. Sendo assim, para fins de comparação, as concentrações nas diferentes profundidades foram transformadas para dados percentuais do total encontrado em cada manejo de irrigação (Figura 10).

Com relação ao comportamento dos manejos de irrigação, quanto à profundidade, somente foi encontrada diferença significativa entre os manejos de irrigação na profundidade de 0-5 cm, onde o manejo por banhos apresenta menor concentração que os demais tratamentos. Tal comportamento pode ser atribuído à maior aeração do solo, devido à ausência da lâmina de irrigação, proporcionando condição adequada para a degradação microbiana aeróbica do herbicida, a qual é a principal via de degradação destes herbicidas no solo (FLINT & WITT, 1997). Na comparação entre os manejos contínuo e intermitente, não se verifica diferença na profundidade de 0-5 cm, pois a condição de alagamento dos dois tratamentos proporciona condição anaeróbica, onde a degradação das imidazolinonas é praticamente inexistente (MANGELS, 1991).



*Médias antecedidas por letras maiúsculas distintas, na linha (manejos) e seguidas por distintas letras minúsculas na coluna (profundidades) diferem pelo teste de Tukey ($P \leq 0,05$).

Figura 9. Concentração de herbicidas (mL ha⁻¹) nas profundidades 0-5, 5-10, 10-15, 15-20, 20-25 e 25-30 cm, com base na avaliação de estatura de plantas, nos manejos de irrigação contínuo, intermitente e a banhos. Santa Maria, RS. 2009.



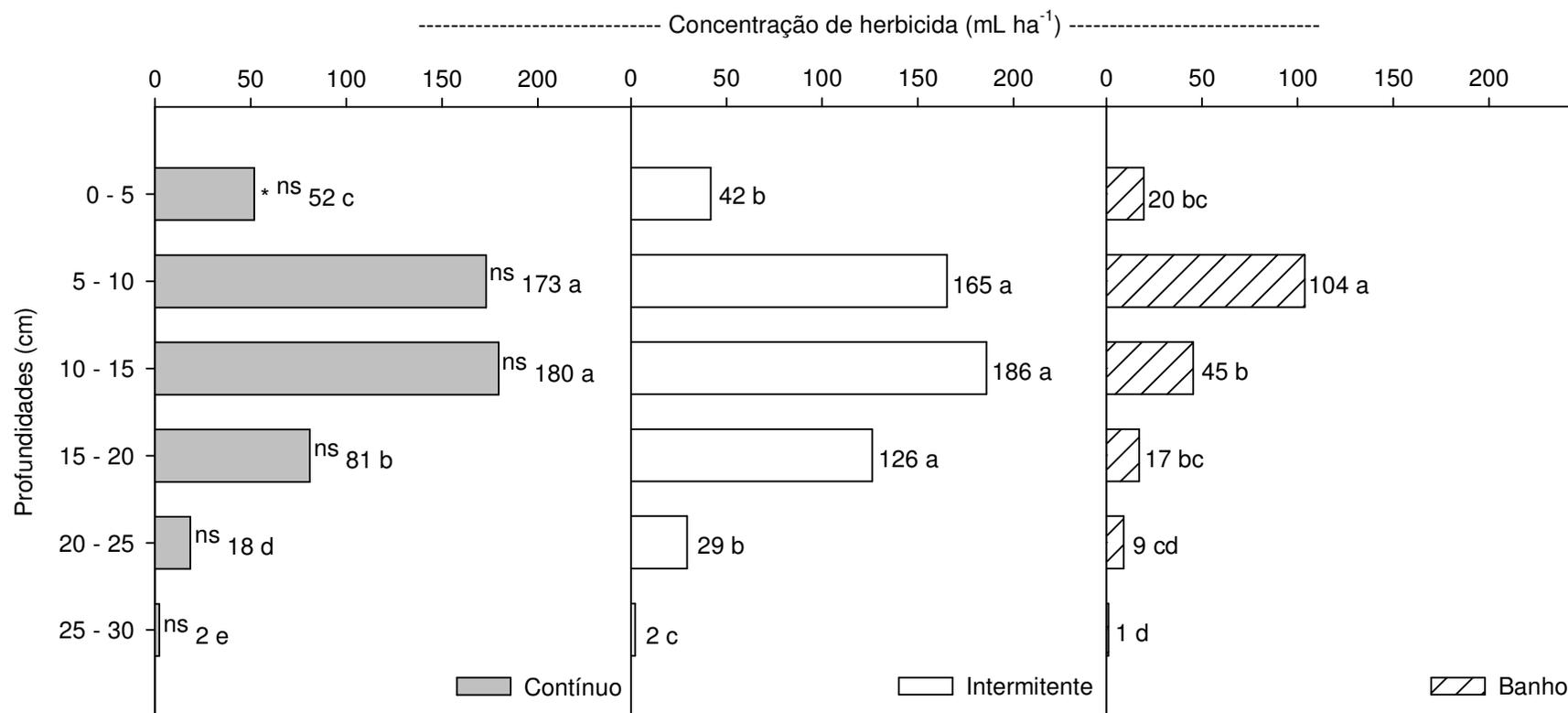
*Médias antecedidas por letras maiúsculas distintas, na linha (manejos) e seguidas por distintas letras minúsculas na coluna (profundidades) diferem pelo teste de Tukey ($P \leq 0,05$).

Figura 10. Percentagem de herbicidas encontrada nas profundidades 0-5, 5-10, 10-15, 15-20, 20-25 e 25-30 cm, nos manejos de irrigação contínuo, intermitente e por banhos, estimada com base na avaliação de estatura de plantas. Santa Maria, RS. 2009.

Para as concentrações de herbicidas estimadas a partir da avaliação de fitotoxicidade visual de plantas foi verificada interação entre os fatores manejos de irrigação e profundidades, porém, não se verificou diferença significativa entre tratamentos dentro de cada profundidade, sendo somente feita a análise do movimento vertical do herbicida em cada manejo de irrigação. Semelhante aos resultados obtidos através da avaliação de estatura de plantas, a maior concentração de herbicidas encontrada foi na camada de 5-15 cm, com 70%; na camada de 5-20 cm; com 87% e na camada de 5-10 cm, com 53% do total encontrado, para os manejos de irrigação contínuo, intermitente e por banhos, respectivamente (Figura 11). Para fins de comparação, conforme supracitado, as concentrações de herbicida nas profundidades foram transformadas para percentual do total encontrado (Figura 12), porém não houve diferença significativa entre tratamentos em nenhuma das profundidades avaliadas. Tais resultados demonstram que há uma estreita relação entre as avaliações de estatura e fitotoxicidade visual de plantas, demonstrando consistência dos dados, caracterizando-se uma adequada forma de avaliação de experimentos de bioensaios semelhantes a este.

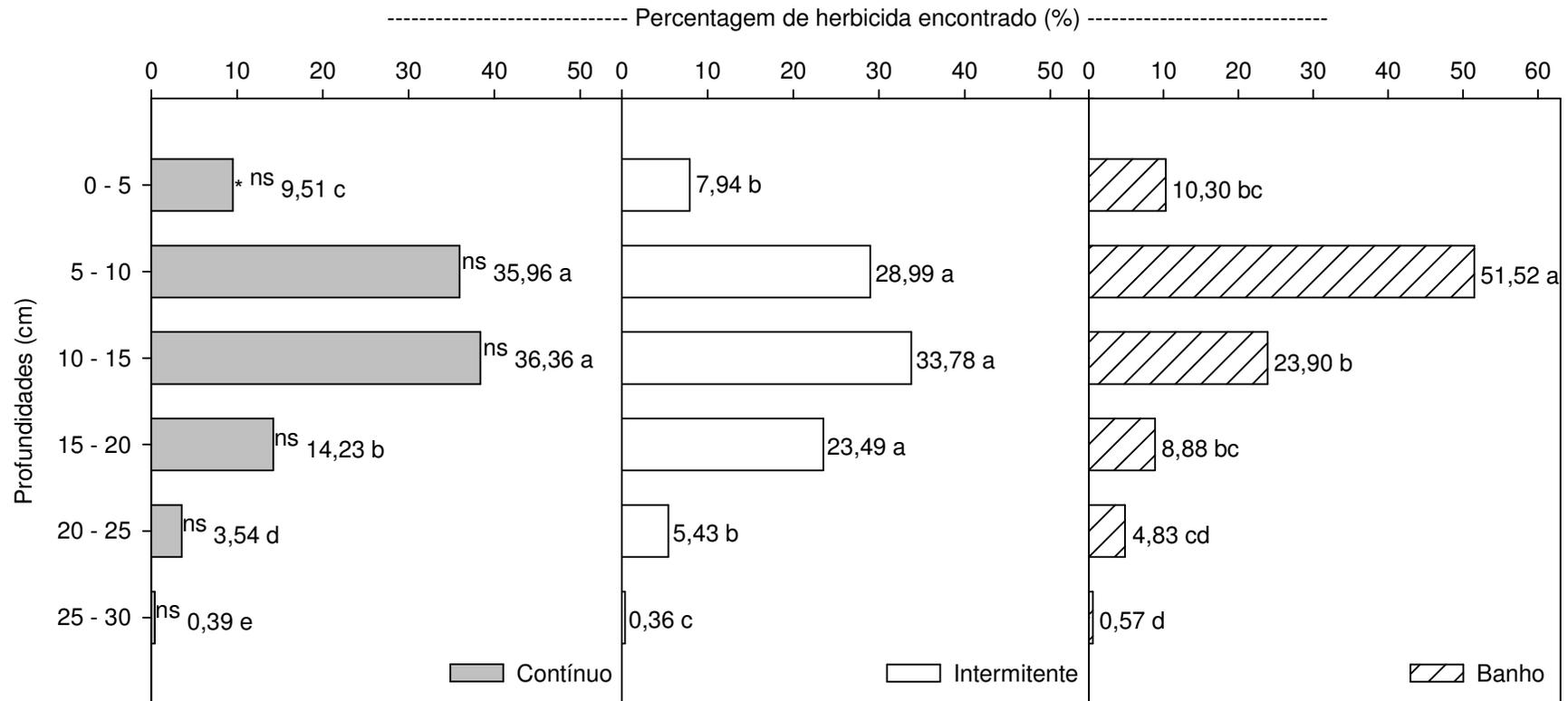
Com relação ao nível do lençol freático, obteve-se uma maior variação no manejo por banhos (Figura 13), demonstrando que ao elevar o lençol freático novamente, pode ocorrer movimento ascendente do herbicida juntamente com a água ou por arraste pelas forças de evaporação, colocando-o numa região com condições ideais para degradação microbiana devido à maior aeração e temperatura (WIK & REINHARDT, 2001).

Os efeitos de irrigação poderiam ser mais pronunciados em solos com a camada compactada mais profunda, o que não se verificou no presente estudo, onde havia uma camada compactada a 15 cm de profundidade, também chamada de “pé de arado” ou “hardpans”. Estas camadas impermeáveis podem suprimir o movimento tanto de nutrientes quanto de agrotóxicos para porções mais profundas (WIK & REINHARDT, 2001).



*Médias não antecedidas pela mesma letra minúscula diferem pelo teste de Tukey (P≤0,05).

Figura 11. Concentração de herbicidas (mL ha⁻¹) nas profundidades 0-5, 5-10, 10-15, 15-20, 20-25 e 25-30 cm, com base na avaliação de fitotoxicidade visual de plantas, nos manejos de irrigação contínuo, intermitente e por banhos. Santa Maria, RS. 2009.



*Médias não antecedidas pela mesma letra minúscula diferem pelo teste de Tukey ($P \leq 0,05$).

Figura 12. Percentagem de herbicidas encontrada nas profundidades 0-5, 5-10, 10-15, 15-20, 20-25 e 25-30 cm, nos manejos de irrigação contínuo, intermitente e por banhos, estimada com base na avaliação de fitotoxicidade visual de plantas. Santa Maria, RS. 2009.

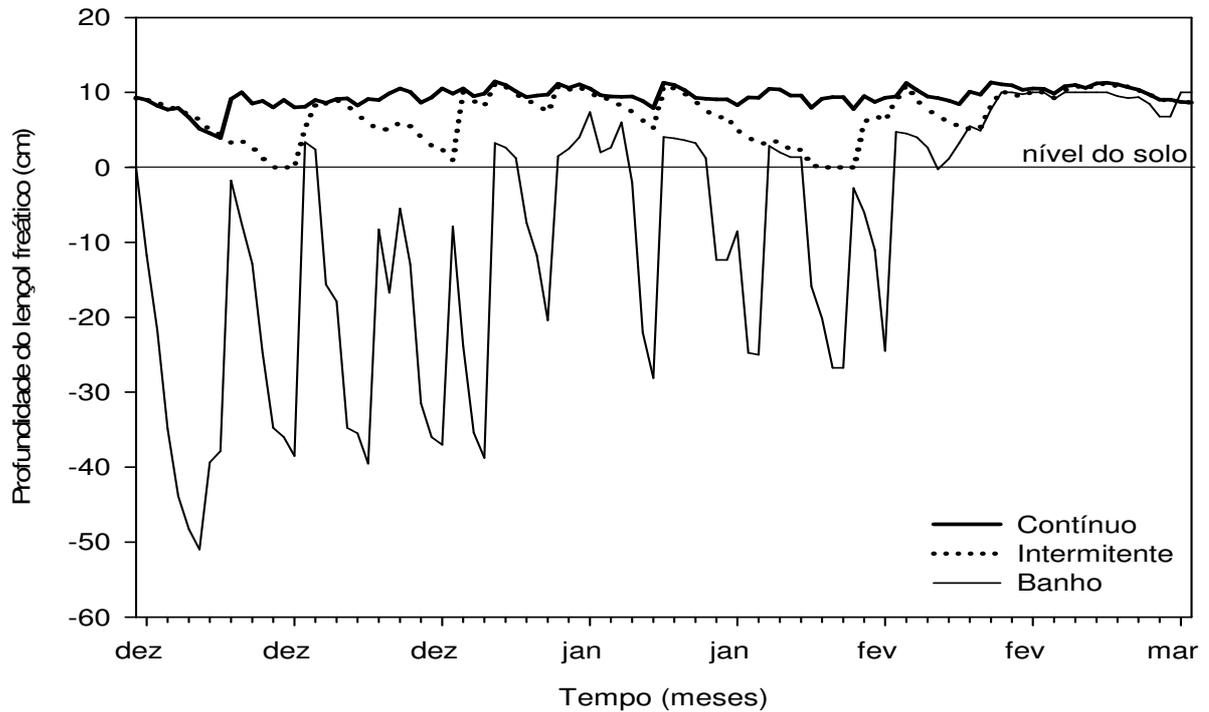


Figura 13. Profundidade do lençol freático, nos manejos de irrigação contínuo, intermitente e a banhos. Santa Maria, RS. 2009.

Conclusões

A irrigação promove movimento vertical do herbicida, porém a diferença entre os manejos de irrigação, apenas é observada na camada superficial do solo (0-5 cm), evidenciando o favorecimento de sua degradação microbiana aeróbica no manejo de irrigação por banhos.

O herbicida concentra-se na camada de 5 a 20 cm de profundidade aos 134 dias após a aplicação do produto em solo de várzea, indicando ser passível de movimentação no perfil do solo, apresentando potencial de contaminação de águas subsuperficiais.

CAPÍTULO IV

EFICIÊNCIA DO USO DA ÁGUA, PRODUTIVIDADE DO ARROZ IRRIGADO E CARACTERÍSTICAS AGRONÔMICAS SOB DIFERENTES MANEJOS DE IRRIGAÇÃO

Resumo

A água de qualidade é um recurso cada vez mais escasso no ambiente, em decorrência ao aumento da sua demanda, tanto para o uso humano, quanto para utilização industrial e agrícola. A cultura do arroz irrigado é caracterizada por utilizar grandes volumes de água para irrigação, portanto torna-se necessário o estudo de práticas de manejo que reduzam tais volumes utilizados pela cultura. Nesse contexto, o manejo de irrigação pode ser uma importante ferramenta na economia de água. Entretanto, o objetivo desse trabalho foi avaliar o efeito de diferentes manejos de irrigação na eficiência do uso da água, produtividade e aspectos agronômicos do arroz irrigado. O experimento foi conduzido na área experimental do Departamento de Fitotecnia da Universidade Federal de Santa Maria, no ano de 2008/09. Os tratamentos foram compostos por irrigação por inundação contínua, com manutenção de lâmina de irrigação constante; irrigação intermitente, onde permitia-se evapotranspirar totalmente a lâmina de irrigação, sendo logo restabelecida; e irrigação por banhos, com irrigações de somente 30 mm de volume de água, em intervalos variáveis dependendo das condições do clima e da evapotranspiração da cultura. O manejo de irrigação intermitente e por banhos proporcionaram aumento de 15 e 40% na eficiência do uso da água, devido à economia de 23 e 43% na quantidade de água para irrigação. Com relação à produtividade de grãos, não foi observada diferença significativa entre os manejos de irrigação contínuo e intermitente, porém verificou-se queda no rendimento de grãos das plantas submetidas à irrigação por banhos, possivelmente pela ocorrência de estresse hídrico, refletindo na sua estatura, atraso no ciclo e menor número de espiguetas por panícula.

Palavras chave: estresse hídrico, extravasamento, nível do lençol freático.

Introdução

Atualmente, têm-se observado grande preocupação com a utilização e qualidade da água doce. As razões são diversas e específicas para cada localidade, incluindo a própria escassez desse recurso, devido ao rebaixamento do lençol freático e assoreamento dos reservatórios; decréscimo da sua qualidade, como a contaminação química e salinização, ocorrendo dessa forma, certa competição entre a classe industrial/agrícola e consumo humano. O mau uso e a escassez dos recursos hídricos é um problema mundial que deve ser continuamente observado e estudado.

A maior parte da produção de arroz no Brasil provém do Estado do Rio Grande do Sul com 64% do total da produção, onde fundamentalmente é conduzida sob irrigação por inundação, com a permanência de uma lâmina de água sobre a superfície do solo (IRGA, 2009a). A irrigação por inundação contínua vem sendo utilizada nas lavouras de arroz do Rio Grande do Sul desde 1903 e, no ano agrícola de 2008/2009, a área cultivada foi de 1.105.728 ha, porém com potencial exploração de até cinco milhões de hectares, entretanto, essa área é limitada devido a indisponibilidade de água para irrigação. Segundo estimativas do IRGA, em fevereiro de 2009 a irrigação correspondia a 14% do custo de produção do arroz (IRGA, 2009b).

Apesar de não ser uma planta aquática, o arroz irrigado possui mecanismo fisiológico que tolera a inundação, o que proporciona diversas vantagens para a sua produção. A irrigação do arroz por inundação é feita principalmente para auxiliar no controle de plantas daninhas (DE DATTA et al., 1973), um dos principais fatores que limitam a produção da cultura. A lâmina de água atua como uma barreira física, impedindo a germinação de sementes de inúmeras espécies de plantas daninhas devido à redução da disponibilidade de oxigênio (BORRELL et al., 1997; VILLA et al., 2006). A lâmina de irrigação ainda atua na solubilização de herbicidas, melhorando a sua eficiência, principalmente dos produtos que são absorvidos pela raiz (VILLA et al., 2006). Além dos aspectos de controle de plantas daninhas, a

inundação da lavoura também proporciona outros benefícios, como o aumento na disponibilidade de nutrientes, equilíbrio do pH para próximo da neutralidade (YOSHIDA, 1981), e também pode atuar como isolante térmico, proporcionando diminuição da temperatura do solo e prevenção de baixas temperaturas no estágio de microsporogênese (STONE, 2005).

A irrigação por inundação através de lâmina contínua caracteriza-se pela utilização de grandes volumes de água, variando de $5.374 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (MACHADO et al., 2006) a $11.175 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ por ciclo (TOESCHER et al., 1997). A quantidade de água realmente requerida pela cultura do arroz irrigado por inundação é aquela usada pelas plantas para crescer e transpirar. Entretanto, certa quantidade adicional é perdida por evaporação da superfície solo-água, fluxo lateral, percolação e, eventualmente, por escoamento por cima das taipas (TABBAL et al., 2002; STONE, 2005) devido às chuvas ou ao excesso de irrigação. No estudo de Bouman et al. (2007), do total de água utilizada pela lavoura de arroz, 11% foi perdida por evaporação, 44% utilizada para acúmulo de massa seca ou transpiração e 45% percolada para as águas subterrâneas. Essas perdas podem ser minimizadas pelo manejo diferenciado da irrigação (STONE et al., 2005).

Uma vez que a demanda por arroz é crescente devido ao contínuo aumento da população e a disponibilidade de recursos naturais cada vez mais escassa, é necessário aumentar a eficiência do uso de água, produzindo mais arroz com maior economia desse recurso (TABBAL et al., 2002). A eficiência do uso da água é obtida através da produtividade de grãos em relação à quantidade de água aplicada para a sua obtenção (BORREL et al., 1997). Com base nesse conceito, verifica-se que a Eficiência do Uso da Água (EUA) pode ser aumentada pelo incremento da produtividade do arroz, pela redução da quantidade de água aplicada, ou ainda, pela combinação das duas alternativas.

Uma das estratégias propostas para a redução do uso de água da lavoura arrozeira é a utilização de lâmina de irrigação intermitente, a qual é caracterizada por sucessivas irrigações, onde sempre se deve observar em manter o solo pelo mínimo saturado. Geralmente ao se utilizar a irrigação intermitente, utiliza-se uma menor lâmina de irrigação, promovendo maior economia no uso de água devido a menores perdas por escoamento superficial, em consequência do maior

armazenamento da água da chuva (STONE, 2005; WATANABE et al., 2006; WATANABE et al., 2007; MEZZOMO, 2009),

Quanto à distribuição de chuvas Borrel et al. (1997) concluem no seu estudo que 86% da água utilizada na estação seca provém da irrigação enquanto que na estação chuvosa esse índice baixa para 39%, evidenciando o efeito diferenciando entre anos com diferentes regimes de chuva, podendo atingir um aproveitamento de até 93% da água precipitada (TOESCHER et al., 1997).

Outras formas de perdas de água como a percolação e o fluxo lateral, podem ser reduzidas com a menor permanência de lâmina de irrigação sobre o solo, devido à diminuição da pressão hidráulica sobre este (BORREL et al., 1997, TUONG & BHUIYAN, 1999; TABBAL et al., 2002; STONE, 2005; TUONG et al., 2005). A magnitude de perdas de água por percolação depende do fator textura do solo, onde tais perdas podem variar de 100 a 500 mm para solos de textura pesada e 2500 a 3000 mm para solos médios e leves, por estação de crescimento (BOUMAN, 2001). Uma outra forma de perda pode ser mitigada com o uso de manejos de irrigação com ciclos de molhamento e secagem ou sem irrigação, onde proporcionam redução na evaporação, devido ao menor tempo do solo inundado (TUONG et al., 2005).

Diversos estudos demonstram considerável economia na utilização de água para irrigação onde, Toeschler et al. (1997) verificam redução de 22% do volume de água utilizado no manejo intermitente em comparação ao manejo contínuo, porém com algum efeito negativo na produtividade. De acordo com Bouman & Tuong (2000), sobre a utilização de manejos de irrigação diferenciados na lavoura arrozeira, a produtividade decresce assim que o conteúdo de água do solo encontra-se abaixo do ponto de saturação do solo, sendo que a severidade (tempo) e frequência do período seco são considerados os principais responsáveis por tal redução.

Diversos autores citam que possivelmente o manejo de irrigação mais promissor na economia de água sem decréscimo da produtividade seja um manejo que mantenha o solo em condições de saturação, pois além de proporcionar redução do uso de água devido a captação de água das chuvas, não prejudica os componentes do rendimento e conseqüentemente a produtividade de grãos (BOUMAN & TUONG, 2000; BELDER et al., 2004; STONE 2005). Nesse sentido, Stone (2005) conclui que utilizar a irrigação intermitente ou manter o solo em

condições de saturação, pode gerar uma economia de 30 a 75% da água de irrigação. Outros autores enfatizam a eficiência da irrigação intermitente, com economia de 29 a 42% para épocas chuvosas e secas, respectivamente (BORREL et al., 1997); Watanabe et al. (2007) citam que a irrigação por inundação contínua requer 60% mais água em comparação ao manejo intermitente, devido ao maior armazenamento de água da chuva e menores perdas por escoamento superficial.

Desta forma, a relação entre a entrada de água e a produtividade do arroz deve ser estabelecidas para descobrir até que ponto a entrada de água pode ser reduzida sem comprometer a produtividade e otimizar a escassez de água na produção de arroz. Com base em tais afirmações, o objetivo desse trabalho foi avaliar o efeito dos manejos de irrigação por inundação contínua, intermitente e por banhos no volume de água aplicada, na eficiência do uso da água e nos parâmetros agrônômicos das plantas de arroz.

Material e Métodos

O experimento foi realizado no ano agrícola 2008/09, na área experimental de várzea do Departamento de Fitotecnia junto a Universidade Federal de Santa Maria, utilizando o delineamento experimental inteiramente casualizado com quatro repetições. O solo é classificado como Planossolo Hidromórfico Eutrófico Arênico, com classe textural franco siltosa, com as seguintes características: $\text{pH}_{\text{água}} (1:1) = 5,1$, teor de argila = 21%, teor de matéria orgânica = 1,9%, $\text{P} = 18 \text{ mg dm}^{-3}$, $\text{K} = 36 \text{ mg dm}^{-3}$, $\text{Ca} = 4,8 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$, $\text{Mg} = 1,8 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$, $\text{Al} = 1,7 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ e índice SMP = 6,4.

As unidades experimentais mediam 15 x 3,8 m e foram isoladas por taipas com altura média de 0,6 m, reconstruídas previamente na entressafra com propósito de isolamento e compactação das mesmas para não haver interferência entre os métodos de irrigação (Figura 14). Com a finalidade de evitar as perdas de água por infiltração lateral, foram construídas taipas ronda contornando os tratamentos com um canal, mantendo a água entre as parcelas a fim de manter a mesma carga hidráulica das unidades experimentais.

A semeadura do arroz foi realizada no dia 03/11/2008, em linhas espaçadas a 0,17 m, com densidade de 120 kg ha^{-1} de sementes da cultivar IRGA 422 CL, em

sistema de semeadura direta. A adubação de base foi realizada na linha de semeadura conforme análise de solo (SOSBAI, 2007), sendo utilizados 350 kg de fertilizante de fórmula 05-20-30. A adubação nitrogenada em cobertura foi realizada na forma de uréia, e foi fracionada em dois momentos sendo a primeira aplicação na quantidade correspondente a 70 kg ha⁻¹ de N sobre o solo seco no estágio V3-V4, e a segunda aplicação realizada em R₀ (diferenciação da panícula) na quantidade de 50 kg ha⁻¹ de N, segundo escala fenológica proposta por Counce et al., (2000).

As sementes foram previamente tratadas com o inseticida thiamethoxam (350 g i.a. L⁻¹) e imidacloprid (600 g i.a. L⁻¹) na dose de 300 e 80 mL por 100 kg de sementes, respectivamente. Tais inseticidas são recomendados para o controle da bicheira-da-raiz do arroz irrigado (*Oryzophagus oryzae*). As sementes também receberam o safener dietholate (800 g i.a. L⁻¹) na dose de 1000 mL por 100 kg de sementes, com a finalidade de conferir maior seletividade do herbicida clomazone. A emergência das plântulas ocorreu no dia 13 de novembro de 2008.



Figura 14. Vista das unidades experimentais. Santa Maria, RS, 2009.

O controle de plantas daninhas foi realizado através da aplicação do herbicida clomazone em pré-emergência, na dose de 2 L ha⁻¹ (equivalente a 500 g i.a. L⁻¹) e do herbicida composto pela mistura formulada de imazethapyr e imazapic (75 e 25 g i.a. L⁻¹, respectivamente) na dose de 1 L ha⁻¹, em pós-emergência, no estágio de V3 –

V4. O controle de doenças e pragas foi efetuado no estágio de R3 (início do florescimento), com a aplicação da mistura formulada de fungicidas composta por trifloxystrobin e propiconazol ($125 + 125 \text{ g i.a. L}^{-1}$, respectivamente) na dose de 750 mL ha^{-1} e do inseticida permethrin ($250 \text{ mL i.a. L}^{-1}$), na dose de 80 mL ha^{-1} . Os demais tratamentos culturais foram efetuados conforme as recomendações da pesquisa para a cultura, para obtenção de elevadas produtividades (SOSBAI, 2007).

A irrigação das parcelas foi iniciada quando as plantas de arroz estavam no estágio V3-V4 de desenvolvimento, ou seja, no dia seguinte à aplicação do herbicida pós emergente e primeira adubação nitrogenada de cobertura. O volume de água aplicado em cada parcela foi quantificado por hidrômetros conectados à tubulação (Figura 15A). Os tratamentos foram compostos por três manejos de irrigação sendo eles irrigação por inundação contínua, intermitente e por banhos.

No manejo contínuo, a lâmina de irrigação foi mantida constante através de um sistema pressurizado (Figura 15B) com a utilização de bóias acopladas aos hidrômetros e regulada para suspender a irrigação quando a lâmina atingisse 10 cm de altura do nível do solo (Figura 15C).

No manejo intermitente, permitia-se a água evapotranspirar totalmente, caracterizando o solo na condição de encharcamento, onde, a partir desse momento, era efetuada a reposição da lâmina de irrigação novamente a 10 cm , totalizando três reposições durante o ciclo.

No manejo por banhos, foram aplicados somente lâminas de 30 mm ha^{-1} de volume de água, totalizando sete irrigações. O manejo de irrigação por banhos foi orientado pelas condições meteorológicas da região, bem como pelo estágio fenológico da cultura e previsões de chuva, onde foi calculado o requerimento diário de água, através do cálculo da evapotranspiração, pela equação de Penman Monteith. Nos três tratamentos, a irrigação foi cessada quando as plantas de arroz se encontravam no estágio R7 (110 DAE). Diariamente foram realizadas leituras dos volumes de água aplicada por parcela por meio de leitura dos hidrômetros e a verificação da altura de lâmina de água pelo uso de réguas milimetradas.

Foi monitorado o nível do lençol freático em cada unidade experimental, através da utilização de canos perfurados introduzidos no solo. Nestes, foram efetuadas leituras diárias através de uma bóia, a qual oscilava sua posição de acordo com o nível do lençol freático.

Em cada unidade experimental foi instalado um sistema de drenagem a 10 cm do nível médio do solo, considerando uma borda livre de um centímetro, com a função de prevenir perdas de água das parcelas em eventuais ocorrências de ventos. Tal sistema de drenagem teve por finalidade coletar 1/17 do volume total de água extravasada das unidades experimentais, na ocasião de chuvas. O volume de água extravasada das parcelas foi armazenado em caixas de água, para sua posterior quantificação.



Figura 15. Vista dos componentes do sistema de irrigação, composta por hidrômetros (A), sistema de pressurização (B) e bóias (C), utilizados para a quantificação e pressurização do volume de água aplicado nas parcelas e regulagem da altura da lâmina de irrigação, respectivamente. Santa Maria, RS. 2009.

As variáveis determinadas foram volume de água aplicado, eficiência de uso da água, número de panículas por metro quadrado, população inicial de plantas, florescimento (dias da emergência à floração), estatura final de plantas, número de grãos por panícula, esterilidade de espiguetas, massa de mil grãos, produtividade de grãos, rendimento de engenho.

Os dados foram submetidos aos testes das pressuposições do modelo matemático (normalidade e homogeneidade das variâncias), transformando-se, quando necessário, e logo submetido à análise da variância, com a utilização do teste de Tukey ($p \leq 0,05$), no caso de diferença significativa entre os tratamentos.

Resultados e Discussão

O volume de água aplicado durante o ciclo do arroz irrigado variou conforme o sistema de manejo da irrigação (Figura 16). O manejo de irrigação intermitente e por banhos proporcionaram uma economia de aproximadamente 23 e 43% no volume de água utilizado, respectivamente, quando comparado ao manejo de irrigação por inundação contínua. Tais resultados concordam com trabalhos de outros autores, os quais concluíram que a irrigação intermitente proporciona economia média de 22% (TOESCHER et al., 1997), de 29 a 42% no volume de água aplicado, dependendo das condições climáticas (BORREL et al., 1997), 17,2 a 32,9% (WON et al., 2005), 32% (MEZZOMO, 2009).

A economia de água aplicada nos tratamentos intermitente e por banhos se deve ao fato de que nesses sistemas há uma maior captação da água da chuva devido à borda livre para armazenamento de água nesse sistema, conforme mencionado no capítulo II, há uma redução de 53 e 95% no total do volume de água perdida por extravasamento e uma consequente captação de 58 e 96% do total da ocorrência de chuvas, para os manejos intermitente e por banhos, respectivamente.

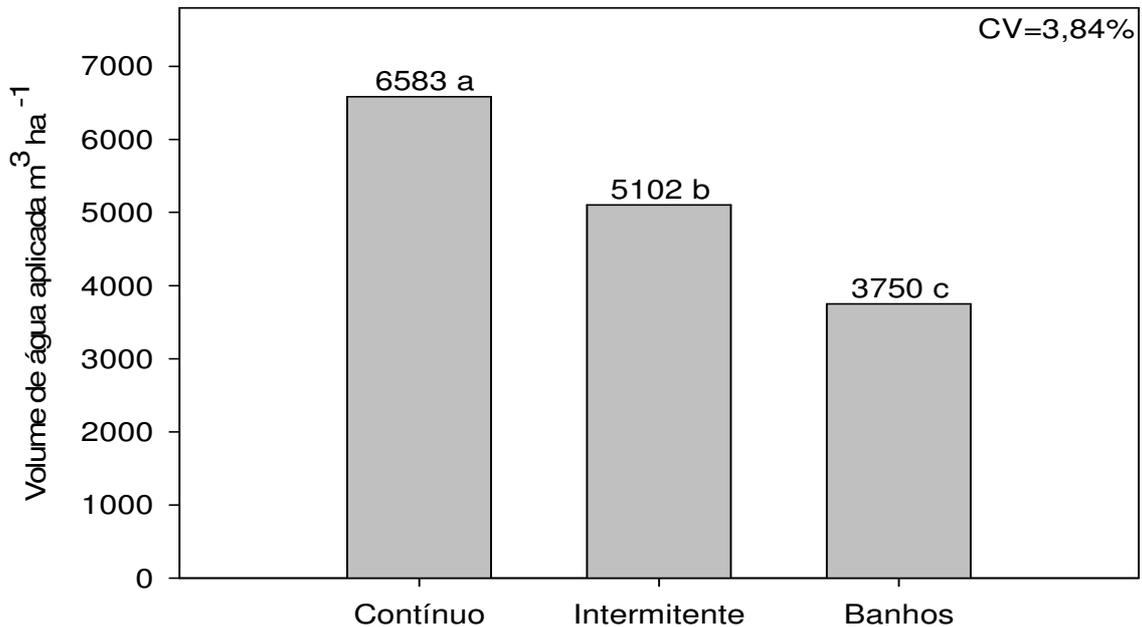


Figura 16. Volume de água aplicada ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$) nos manejos de irrigação contínuo, intermitente e por banhos. Santa Maria, RS. 2009.

Do total dos 513 mm precipitados durante o período de cultivo, as irrigações por banhos e intermitente proporcionaram armazenamento de 492 mm ($4.915 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1}$) e 299 mm ($2.985 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1}$), respectivamente, em comparação com a irrigação contínua, a qual somente armazenou 58 mm. Tais resultados concordam com os obtidos por Toescher et al. (1997), que citam que a irrigação intermitente proporcionou um aproveitamento de 93% da água precipitada contra 64% de aproveitamento observada na inundação contínua. No estudo de Watanabe et al. (2007), comparando com o manejo de irrigação contínuo, a irrigação intermitente necessita um volume de água 60% menor, devido ao maior armazenamento da água das chuvas, evitando-se perdas por escoamento superficial. Tais resultados evidenciam que em anos chuvosos, a demanda de água para irrigação decresce, devido ao aproveitamento das chuvas (WON et al., 2005; BOUMAN et al., 2007). Concordando com o estudo de Borrel et al. (1997), que verificaram que em estações secas, 86% do total da água utilizada pela cultura provém da irrigação, enquanto que em estação úmida, esse percentual cai para 39%, demonstrando o eficiente uso da água da chuva.

A economia de água também pode ser atribuída às menores perdas por percolação e fluxo lateral, pois quanto maior a lâmina de irrigação sobre o solo, maior será a pressão hidráulica sobre este, ocasionando maiores perdas (BORREL et al., 1997, TUONG & BHUIYAN, 1999; TABBAL et al., 2002; KUKAL & AGGARWAL, 2002; STONE 2005; BOUMAN et al., 2007). Conforme Bouman et al. (2007), parte da economia de água por conta do manejo intermitente é devido à diminuição da taxa de percolação. Porém, tais fontes de perdas não foram quantificadas no presente estudo.

Com relação à produtividade de grãos, não foi observada diferença significativa entre os manejos de irrigação contínuo e intermitente (Figura 17). Isso se deve ao eficiente controle das plantas daninhas com uso de herbicidas residuais (clomazone, imazapic e imazethapyr) evitando assim a competição com as plantas daninhas. Outro fator importante é o fato de que não houve déficit hídrico durante o desenvolvimento da cultura, visto que o solo foi mantido durante todo o ciclo da cultura, no mínimo saturado, nos referidos tratamentos. Esses resultados concordam com estudos anteriores (BORREL et al., 1997; TABBAL et al., 2002; BELDER et al., 2004; MEZZOMO, 2009) onde não foram observadas diminuições significativas na produtividade de grãos no manejo intermitente em relação ao manejo de inundação contínua.

Por outro lado, o manejo de irrigação por banhos obteve menor produtividade quando comparado com a inundação contínua, concordando com os resultados de Bouman et al. (2002), que verificaram as menores produtividades em tratamentos sem inundação. Tal redução na produtividade, pode ser em parte explicada pela oscilação do lençol freático, conduzido sob irrigação por banhos (Figura 18), fator o qual já foi estudado por outros autores, como Tabbal et al. (2002), que demonstram redução na produtividade em locais com lençol freático mais baixo, em comparação aos superficiais, devido à dificuldade da extração de água à maiores profundidades. Resultados enfatizados por Bouman et al. (2007), que citam que a transpiração, assim como a produtividade, foram gradualmente reduzidas com o declínio da altura do lençol freático. Portanto, para o manejo de irrigação por banhos, seria conveniente a revisão dos critérios para o reinício da irrigação, podendo ser utilizado como parâmetro para a reposição de água, a profundidade do lençol freático, a qual

deve ser mantida o mais próximo possível da superfície, evitando dessa forma, a ocorrência de déficit hídrico.

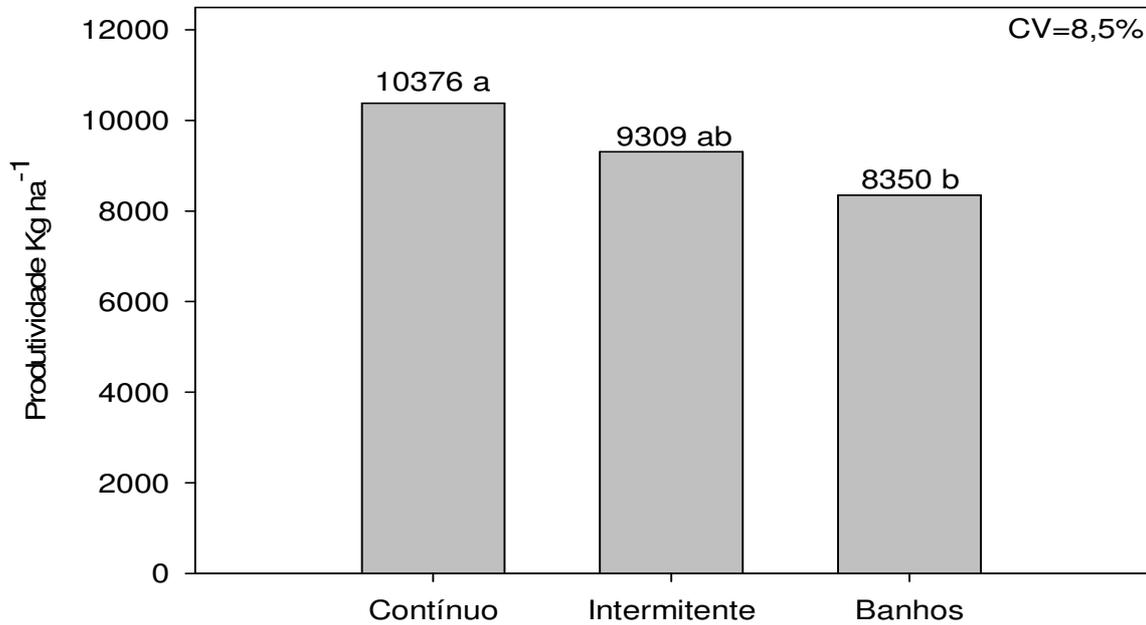


Figura 17. Produtividade de grãos (kg ha⁻¹) na lavoura de arroz irrigado, submetidas aos manejos de irrigação contínuo, intermitente e por banhos, Santa Maria, RS. 2009.

Para a variável eficiência do uso de água, foi verificada diferença entre os tratamentos (Tabela 8), refletindo novamente a economia de água com manutenção da produtividade, pois a eficiência do uso da água é a razão entre a produtividade e o volume de água aplicado. Em comparação à irrigação contínua, foi observado um aumento na eficiência do uso da água de 15 e 40% para os manejos de irrigação intermitente e por banhos, respectivamente. Resultados semelhantes ao de Tabbal et al. (2002), onde os autores demonstram que mantendo o solo ao menos saturado, resulta, em média, um aumento de 45% na eficiência do uso da água. No estudo de Won et al. (2005), ao utilizar lâminas de irrigação intermitente de 2 e 4 cm, obteve um aumento de 46 e 20% na eficiência do uso da água, respectivamente. Apesar da redução da produtividade do manejo por banhos, observou-se maior eficiência do uso da água nesse tratamento, evidenciando que geralmente as técnicas de economia de água para irrigação podem causar pequenas reduções de

produtividade, porém propiciam elevadas economias de água (TABBAL et al., 2002; BOUMAN et al., 2002; WON et al., 2005).

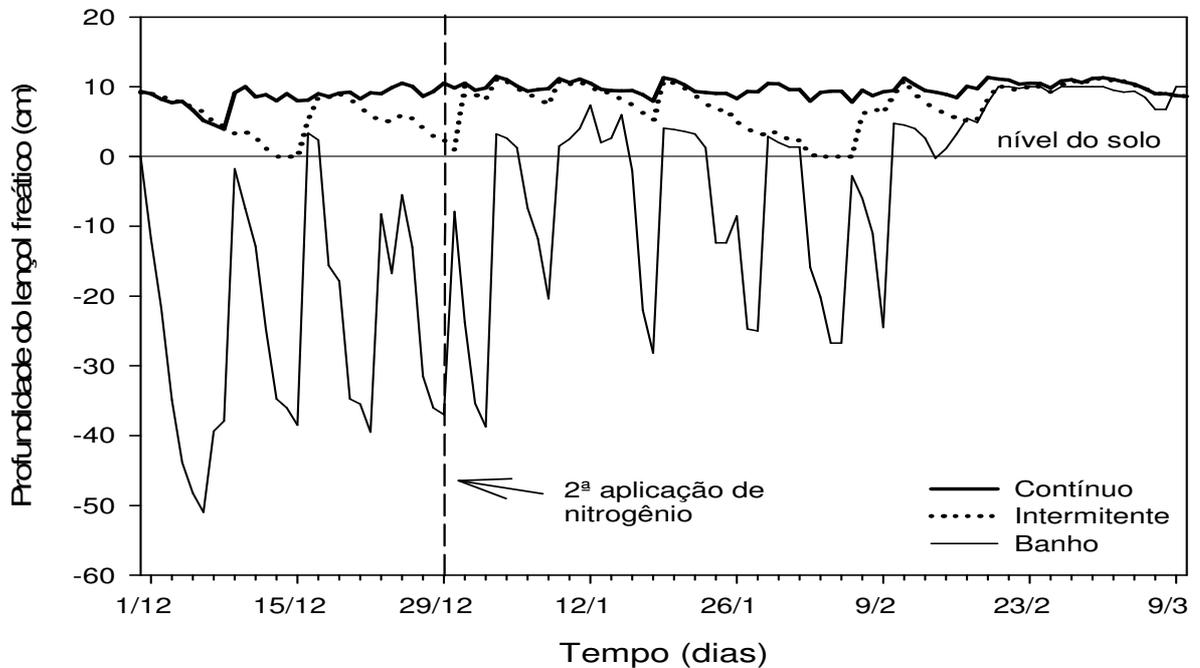


Figura 18. Profundidade do lençol freático, nos manejos de irrigação contínuo, intermitente e por banhos. Santa Maria, RS. 2009.

Com relação às variáveis população inicial de plantas (Tabela 8) e evolução do perfilhamento (Figura 19) não foi observada diferença significativa entre os tratamentos, possivelmente pelo suficiente aporte de nitrogênio através da adubação de cobertura, associada ao bom suprimento de água em tal fase. Concordando com tais resultados Nguye et al. (2009), onde não foi encontrado diferença significativa entre manejos de irrigação contínuo, por saturação e aeróbico (sem inundação), para essas variáveis.

Tabela 8. Efeito da irrigação contínua e intermitente sobre a estatura final de plantas, a data do florescimento, o número de panículas por metro quadrado, o número de espiguetas totais por panícula, massa de mil grãos, o rendimento de engenho, a eficiência do uso da água aplicada e o controle de arroz vermelho, nos anos agrícolas de 2007-08 e 2008-09. Santa Maria, RS. 2009.

Avaliações	Tratamentos				
	Contínuo	Intermitente	Banhos	média	CV (%)
Estatura de plantas (cm)	80,03 a*	78,39 a	63,86 b	74,09	3,11
Florescimento ⁽¹⁾ (dias)	84,28 b	84,42 b	92,93 a	87,21	0,68
População inicial (plantas m ⁻²)	197,06 ^{ns}	194,12	156,37	182,52	11,55
Número de panículas m ⁻²	576,47 ^{ns}	648,53	558,82	594,61	15,64
Número de grãos panícula ⁻¹	89,98 ab	104,07 a	57,95 b	83,99	19,79
Esterilidade de espiguetas (%)	9,90 ^{ns}	10,82	12,09	10,94	31,65
Massa de mil grãos (gramas)	25,62 b	26,44 ab	27,75 a	26,60	3,19
Rendimento de engenho ⁽²⁾ (%)	62,02 ^{ns}	61,43	61,17	61,66	1,17
Eficiência de uso da água (EUA)	1,58 b	1,82 b	2,22 a	1,87	8,26

* Médias não seguidas por mesma letra, diferem pelo teste de Tukey ($P \leq 0,05$).

^{ns} Diferença não significativa entre os tratamentos pelo teste F ($P \leq 0,05$).

⁽¹⁾ Dias após a emergência.

⁽²⁾ Para a análise, os dados foram transformados para $y_t = \sqrt{y}$.

Nesse mesmo sentido, não foi verificada diferença entre os manejos de irrigação, em relação às variáveis número de panículas por metro quadrado devido ao semelhante perfilhamento; esterilidade de espiguetas; e rendimento de engenho, demonstrando que as plantas submetidas à irrigação intermitente e por banhos, não sofreram estresse hídrico nas referidas fases. Tal afirmação contrapõe com resultados obtidos por Borrel et al. (1997), que verificaram que a utilização de irrigação intermitente (reposição semanal), prejudica a qualidade de grãos, quando comparado ao manejo por inundação contínua tradicional (iniciada com 3 folhas).

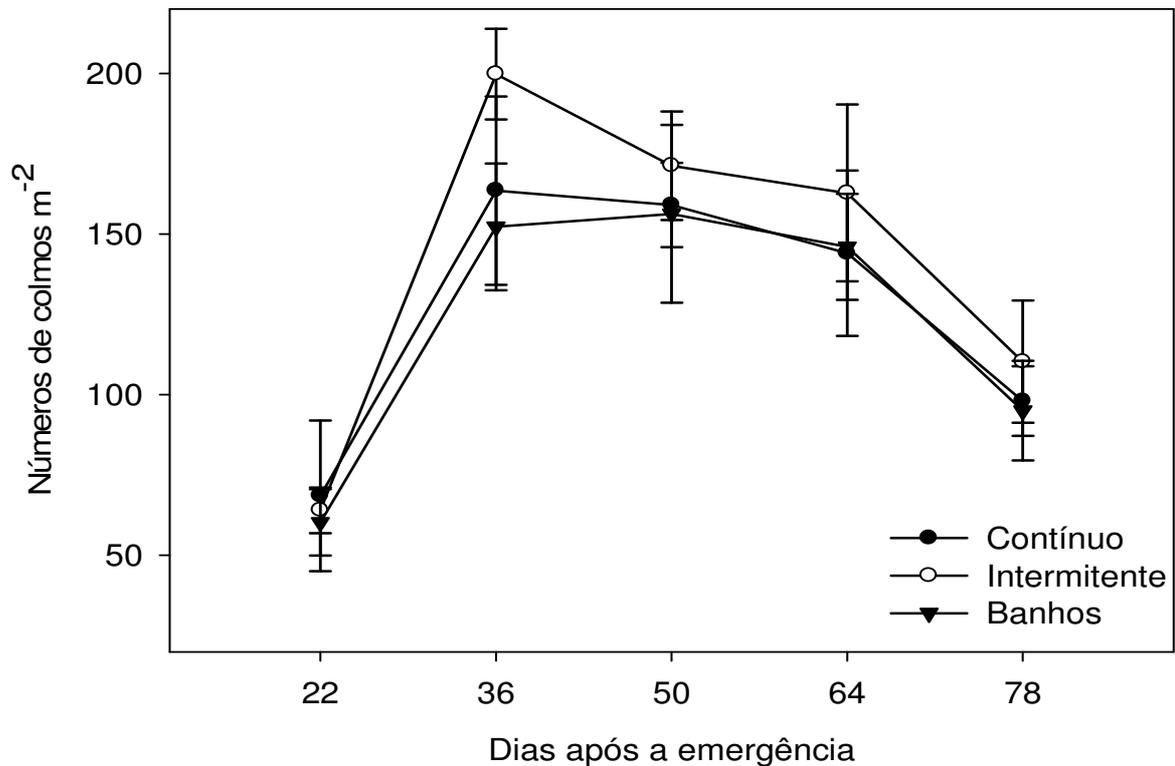


Figura 19. Evolução do perfilamento das plantas de arroz, submetidas aos manejos de irrigação contínua, intermitente e por banhos, com os respectivos intervalos de confiança. Santa Maria. 2009.

Com relação à estatura de plantas verificou-se que plantas submetidas à irrigação por banhos obtiveram menor porte (Tabela 8), o que pode ser explicado pela ausência dos benefícios da lâmina de água, como estresse por falta desta, redução da disponibilidade de nutrientes e da autocalagem. Conforme Nguye et al. (2009), em arroz cultivado sem inundação, ocorreu diminuição do turgor celular, em decorrência ao estresse hídrico, que ocasionou redução da condutância estomática, índice de área foliar, estatura de plantas e massa seca total. No estudo de Belder et al. (2004), os autores obtiveram menores índices de área foliar em plantas submetidas à irrigação intermitente, indicando que a expansão foliar reduziu a partir dos potenciais de água no solo de 0 a -10 kPa. Estes resultados são semelhantes ao estudo de Roel et al. (1999), que verificaram que plantas submetidas às condições de molhamento e secagem, obtiveram menor estatura, menor área foliar e menor

acúmulo de massa seca, podendo culminar em menor produtividade (YOSHIDA, 1981), o que foi verificado nesse experimento.

O estresse hídrico refletiu também no número de dias da emergência ao florescimento, onde foi verificado um atraso no ciclo vegetativo, retardando o período de florescimento quando comparado aos demais tratamentos, conforme verificado por Nguye et al. (2009), onde ao submeter plantas apenas às condições de solo saturado, obtiveram atraso de 13 dias na emissão de panículas, em comparação ao manejo de irrigação por inundação contínua; e por Roel et al. (1999), que concluem que a ocorrência de déficit hídrico, promoveu um atraso na floração em torno de sete dias.

Conforme supracitado, a ocorrência de déficit hídrico pelas plantas submetidas ao manejo de irrigação por banhos, interferiu na variável número de grãos por panícula, pois foi verificada diferença significativa entre tratamentos, onde o manejo por banhos obteve o menor índice. Por ser um importante componente do rendimento do arroz, possivelmente seja o principal responsável pela menor produtividade do manejo de irrigação por banhos. Concordando com o resultado de Stone (2005), que concluiu que a lâmina de irrigação durante a fase reprodutiva proporciona um maior número de grãos por panícula. Este fenômeno pode ser parcialmente explicado pela baixa eficiência da utilização do nitrogênio pelas plantas submetidas ao manejo de irrigação por banhos (Figura 18). Devido ao constante ciclo de molhamento e secagem no referido manejo de irrigação por banhos, ocorre entrada de oxigênio no sistema, com a conseqüente formação de nitrato (NO_3^-) (fenômeno da nitrificação), onde ao tornar o ambiente anaeróbico novamente, proporciona o processo de desnitrificação, através de microorganismos que utilizam o NO_3^- como aceptor final de elétrons na cadeia respiratória em lugar do oxigênio, formando óxido nitroso (N_2O) e o N atmosférico (N_2), sendo estes perdidos para a atmosfera. O processo de desnitrificação é um dos principais processos responsáveis pela perda de N, com conseqüente interferência sobre os componentes do rendimento. Outro aspecto a ser ressaltado é a baixa profundidade do lençol freático no momento de formação da panícula, evidenciando um possível déficit hídrico no momento onde há grande demanda por água, e conseqüentemente menor eficiência da segunda aplicação de nitrogênio (Figura 18, detalhe).

A diminuição do número de grãos por panícula pelo manejo por banhos refletiu em maior peso de mil grãos no referido tratamento. Tal fenômeno pode ser explicado pelo aumento do tamanho do dreno nos tratamentos onde foi observado maior número de grãos por panícula, ocorrendo uma maior divisão dos fotoassimilados, e conseqüentemente redução da massa de mil grãos. Concordando com o estudo de Zhang et al. (2008), que demonstram que ao utilizar manejo de irrigação sem lâmina de irrigação sobre o solo obtiveram significativa redução no número total de espiguetas por panícula e por consequência, aumento na porcentagem de grãos cheios e peso de mil grãos.

Ao utilizar a irrigação intermitente ou por banhos, deve-se observar conseqüências sobre a dinâmica de nutrientes e matéria orgânica; o desenvolvimento de doenças, insetos e o grau da infestação; e a eficácia do controle de plantas daninhas, pois com a adoção de tais manejos de irrigação, diminui-se a lâmina de água sobre o solo, a qual é uma barreira física para a germinação das sementes das plantas daninhas. Outros aspectos a serem ressaltados e que merecem atenção especial são os períodos críticos em demanda hídrica da cultura, como a diferenciação da panícula, floração, microsporogênese e enchimento de grãos.

Conclusões

A irrigação intermitente e por banhos proporcionam economia de 23 a 43% no volume de água aplicado e aumento em 15 a 40% na eficiência do uso da água, respectivamente.

A irrigação intermitente não afeta a produtividade de grãos em comparação à irrigação contínua, porém há redução da produtividade no manejo por banhos.

A irrigação por banhos proporciona redução na estatura de plantas, no número de grãos por panícula, aumento na massa de mil grãos e atraso no ciclo da cultura.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Aos resultados desse experimento demonstram que ao utilizar lâmina de irrigação mais baixa, há menor impacto ambiental, pois há maior borda livre que possibilita maior captação da água da chuva e menores perdas por escoamento superficial. Em comparação com a irrigação por inundação contínua, a irrigação intermitente e por banhos proporciona, respectivamente, redução de 53 e 95% do volume de água perdida, 23 a 43% de economia de água para irrigação, proporcionando aumento em 15 a 40% da eficiência do uso da água, e conseqüentemente redução de 46 e 60% massa de agrotóxicos transportados para o ambiente em relação ao total aplicado na lavoura. O total de agrotóxico transportado não ultrapassa 3% do total aplicado. Não há efeito dos manejos de irrigação sobre a dissipação de agrotóxicos.

Independente do tratamento, as maiores concentrações de agrotóxicos em água ocorreram próximo à sua aplicação, sendo de fundamental importância, o cuidado na manutenção da água de irrigação no interior da lavoura nesse período.

A irrigação promove lixiviação do herbicida composto pela mistura formulada de imazethapyr e imazapic no solo, concentrando-se na camada de 5 a 20 cm de profundidade aos 134 dias após a aplicação do produto, indicando ser passível de movimentação no perfil do solo, e conseqüentemente apresentando potencial de contaminação de águas subterrâneas. No entanto, comparando sistemas de irrigação, apenas é observada diferença entre os manejos de irrigação, na camada superficial do solo (0-5cm), evidenciando o favorecimento de sua degradação microbiana aeróbica no manejo de irrigação intermitente por banhos.

A irrigação intermitente não afeta a produtividade de grãos em comparação à irrigação contínua, porém há efeito negativo, quando as plantas foram submetidas à irrigação por banhos, demonstrando que a irrigação intermitente e por banhos é uma prática viável, porém certos fatores devem ser observados como a profundidade do lençol freático, os períodos críticos da cultura, o adequando aplainamento do solo, a logística da irrigação e o grau de infestação de plantas daninhas.

No Estado do Rio Grande do Sul, aproximadamente 18% do total da área cultivada é sistematizada, o que representa que a utilização do manejo de irrigação

intermitente e por banhos, ainda possui restrito espaço, pois é uma tecnologia que se aplica em áreas completamente aplainadas, devido à baixa lâmina de irrigação sobre o solo. Porém, com a tendência de menor utilização de água para irrigação e maior adoção de práticas com caráter de promover a sustentabilidade ambiental, tal ferramenta em futuro próximo pode ser de suma importância para alcançar tais objetivos.

Uma das grandes limitações que deve ser observada ao utilizar manejo de irrigação com lâmina de irrigação mais baixa, é o grau de infestação de plantas daninhas. Com elevada infestação associada à baixa lâmina de irrigação, há uma menor supressão da germinação de sementes de plantas daninhas, promovendo reinfestação da área e conseqüentemente, pondo em risco toda a lavoura. Dessa forma, há a necessidade de uso de herbicidas com residual maior para promover um controle prolongado dessas plantas daninhas

O aumento da altura das taipas poderia ser utilizado para o aumento da borda livre na lavoura e possibilitando o armazenamento da água da chuva e reduzindo o volume de água aplicado na lavoura. Deve-se inicialmente fazer uma avaliação dos efeitos da elevação da lâmina de irrigação sobre o crescimento e desenvolvimento das plantas bem como na recuperação das plantas a estresses causados por herbicidas.

Dessa forma, o sistema de manejo de irrigação intermitente é uma alternativa viável e ambientalmente correta, reduzindo o impacto ambiental da orizicultura e reduzindo a necessidade de água a ser aplicada na lavoura.

SUGESTÕES DE ESTUDOS FUTUROS

Para reduzir o transporte de agrotóxicos para a lavoura e aumentar a eficiência do uso de água, sugere-se trabalhar com altura de taipas. Devendo-se avaliar o volume de água captado na lavoura, o volume de água aplicado e o transporte de agrotóxicos na lavoura.

Quanto ao transporte vertical por lixiviação, há evidências que seu comportamento é diferenciado entre os diversos tipos de solo. Portanto seria interessante avaliar o comportamento desse fenômeno em diferentes tipos de solos de várzea do estado do Rio Grande do Sul, bem como avaliar o efeito da camada compactada do solo.

No aspecto de uso de água e eficiência de sua utilização, sugere-se que sejam incluídas novas técnicas de irrigação por banhos, como a intermitência no período vegetativo e manutenção de lâmina contínua nos períodos de definição dos componentes do rendimento, períodos quais críticos em demanda de água. Nesse mesmo sentido, também pode ser investigado, novas técnicas de tomada de decisão da irrigação, como o uso da profundidade do lençol freático como um instrumento para isso.

REFERÊNCIAS

AGOSTINETTO, D.; FLECK, N.G.; RIZZARDI, M.A.; MEROTTO Jr., A.; VIDAL, R.A. Arroz-vermelho: ecofisiologia e estratégias de controle. **Ciência Rural**, v.31, n.2. 2001.

AHMAD, H. A. H.; BORRESEN, T.; HAUGEN, L. E. Effects of rain characteristics and terracing on runoff and erosion under the Mediterranean. **Soil and Tillage Research**, v. 87, n. 1, p. 39–47. 2006.

ARNAEZ, J. et al. Factors affecting runoff and erosion under simulated rainfall in Mediterranean vineyards. **Soil and Tillage Research**, v.93, n.2, p. 324-334. 2007.

BARRIGOSI, J. A. F. Inseticidas registrados para a cultura do arroz e análise de parâmetros indicadores de seu comportamento no ambiente. **Circular Técnica – EMBRAPA**, n.74. 2005.

BATTAGLIN, W. A. et al. Occurrence of sulfonylurea, sulphonamide, imidazolinone, and other herbicides in rivers, reservoirs and ground water in the Midwestern United States, 1998. **Science Total Environmental**, v. 248, n. 2-3, p. 123-133. 2000.

BELDER, P. et al. Effect of water-saving irrigation on rice yield and water use in typical lowland conditions in Asia. **Agricultural Water Management**, v. 65, n. 3, p. 193-210. 2004.

BERTOL, I. Escoamento superficial em diferentes sistemas de manejo em um Nitossolo Háplico típico. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.12, n.3, p. 243-250. 2006.

BORRELL, A.; GARSIDE, A.; FUKAI, S. Improving efficiency of water use for irrigated rice in a semi-arid tropical environment. **Field Crops Research**, v. 52, n. 3, p. 231-248. 1997.

BORTOLUZZI, E. C. et al. Contaminação de águas superficiais por agrotóxicos em função do uso do solo numa microbacia hidrográfica de Agudo RS. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.10, n.4, p. 881-887. 2006.

BORTOLUZZI, E.C. et al. Investigation of the occurrence of pesticides residues in rural wells and surface water following application to tobacco. **Química Nova**, v.30, n.8, p. 1872-1876. 2007.

BOUMAN, B.A.M. Water-efficient management strategies in rice production. Mini review, **IRRI**. 2001.

BOUMAN, B.A.M. et al. Exploring options to grow rice using less water in northern China using modelling approach. II. Quantifying yield, water balance components, and water productivity. **Agricultural Water Management**, v. 88, n. 1-3, p. 23-33. 2007.

BOUMAN, B.A.M.; TUONG, T.P. Field water management to save water and increase its productivity in irrigated lowland rice. **Agricultural Water Management**, v. 49, n. 1, p. 11-30. 2001.

BRASIL. Avaliação do potencial de transporte de agrotóxicos usados no Brasil por modelos screening e planilha eletrônica. **EMBRAPA Meio Ambiente**. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento nº 44. 2007.

CASSOL, E.A. et al. Escoamento superficial e desagregação do solo em entressulcos em solo franco-argilo-arenoso com resíduos vegetais. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.39, n.7, p. 685-690. 2004.

CHANG, Y.C. et al. Enhancement of water storage capacity in wetland rice fields through deepwater management practice. **Irrigation and Drainage**, v.56, n. 1, p. 79-86. 2007.

COHEN, S. Z. et al. Potential for pesticide contamination of groundwater resulting from agricultural uses. In: KRUGER, R. F.; SEIBER, J. N. **Treatment and disposal of pesticide wastes**. Washington: American Chemistry Society, p. 297-325. 1984.

CORREIA, F.V. et al. Adsorção de atrazina em solo tropical sob plantio direto e convencional. **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, v.17, p. 37-46. 2007.

COUNCE, P.A. et al. A uniform, objective, and adaptative system for expressing rice development. **Crop Science**, v.40, n.2, p. 436-443. 2000.

CUMMING, J.P.; DOYLE, R.B.; BROWN, P.H. Clomazone dissipation in four Tasmanian topsoils. **Weed Science**, v.50, n. 2, p. 405-409. 2002.

DE DATTA, S. **Principles and practices of rice production**. Los Baños, Filipinas: Wiley-Interscience. 1973.

DORES, E.F.G.C; DE-LA-MONICA, E. M. Contaminação do ambiente aquático por pesticidas. Estudo de caso: águas usadas para consumo humano em Primavera do Leste, Mato Grosso – análise preliminar. **Química Nova**, v. 24, n. 1, p. 27-36. 2001.

EBISE, S., INOUE, T. Runoff characteristics of pesticides from paddy fields and reduction of risk to the aquatic environment. **Water Science and Technology**, v. 45, n. 9, p. 127–131. 2002.

ENGEL, F.L. et al. Water erosion under simulated rainfall in different soil management systems during soybean growth. **Scientia Agricola**, v. 64, n. 2, p. 187-193. 2007.

FERRACINI, V.L. Análise de risco de contaminação das águas subterrâneas e superficiais da região de Petrolina (PE) e Juazeiro (BA). **Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, v. 11, p. 1-16. 2001.

FILIZOLA, H. F. et al. Monitoramento de agrotóxicos e qualidade das águas em área de agricultura irrigada. **Revista Brasileira de Agrociência**, v. 11, n. 2, p. 245-250. 2005

FILIZOLA, H. et al. Monitoramento e avaliação do risco de contaminação por agrotóxicos em água superficial e subterrânea na região de Guaíra. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.37, n. 5, p. 659-667. 2002.

FIRMINO, L.E. et al. Movimento do herbicida imazapyr no perfil de solos tropicais. **Planta Daninha**, v. 26, n. 1, p. 223-230. 2008.

FLINT, J.L.; WITT, W.W. Microbial degradation of imazaquin and imazethapyr. **Weed Science**, v. 45, p. 586-591. 1997.

FLURY, M. Experimental evidence of transport of pesticides through field soils—a review. **Journal of Environmental Quality**, v. 25, p. 25–45. 1996.

GOETZ, A. et al. Degradation and field persistence of imazethapyr. **Weed Science**, v.38, p.421-428. 1990.

GOSS, D.W. Screening procedure for soils and pesticides for potential water quality impacts. **Weed Technology**, v. 6, n. 4, p. 701-708. 1992.

GRUTZMACHER, D.D. et al. Monitoramento de agrotóxicos em dois mananciais hídricos no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 12, n. 6, p. 632-637, 2008.

GUPTA, S.; GAJBIYE, R.; GU, K. Soil dissipation and leaching behavior of a neonicotinoid insecticide thiamethoxam. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 80, n. 5, p. 431-437, 2008.

GUSTAFSON, D. I. Groundwater ubiquity score: a simple method for assessing pesticide leachability. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 8, n. 4, p. 339-357. 1989.

HAMILTON, D.J. et al. Regulatory limits for pesticide residues in water. **Pure and Applied Chemistry**, v. 75, n. 8, p. 1123-1155. 2003.

HARPER, S. Sorption-desorption and herbicide behavior in soil. **Weed Science**, v.6, p.207-225, 1994.

HOLLAWAY, K.L. et al. Persistence and leaching of imazethapyr and flumetsulam herbicides over a 4-year period in the highly alkaline soils of south-eastern Australia. **Australian Journal of Experimental Agriculture**, v. 46, n. 5, p. 669-674. 2006.

HUBER, A.; BACH, M.; FREDE, H.G. Pollution of surface waters with pesticides in Germany: modeling non-point source inputs. **Agriculture Ecosystem and Environment**, v. 80, n. 3, p. 191-204. 2000.

INÁCIO, E.S.B.; et al. Quantificação da erosão em pastagem com diferentes declives na microbacia do Ribeirão Salomea. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 11, n. 4, p. 355-360. 2007.

INÁCIO, E.S.B.; et al. Quantificação da erosão em pastagem com diferentes declives na microbacia do Ribeirão Salomea. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 11, n. 4, p. 355-360. 2007.

INOUE, M.H. et al. Critérios para avaliação do potencial de lixiviação dos herbicidas comercializados no Paraná. **Planta Daninha**, v. 21, n. 2, p. 313-323. 2003.

INSTITUTO RIOGRANDENSE DO ARROZ. **Censo da lavoura de arroz irrigado do Rio Grande do Sul** – safra 2004/5, Camilo Feliciano de Oliveira (coord.), Porto Alegre, IRGA - Política Setorial, 2006. 122 p.

INSTITUTO RIOGRANDENSE DO ARROZ - IRGA, 2009. Disponível em <http://www.irga.rs.gov.br/arquivos/20090828095727.pdf>. Acesso em 10 de janeiro de 2010.

INSTITUTO RIOGRANDENSE DO ARROZ - IRGA, 2009. Disponível em http://www.irga.rs.gov.br/index.php?action=dados_safra_detalhes&cod_dica=173. Acesso em 10 de janeiro de 2010.

JOURDAN, S.W. et al. Imazethapyr bioactivity and movement in soil. **Weed Science**, v. 46, p. 608-613. 1998.

KRAEMER, A.F. et al. Lixiviação do imazethapyr em solo de várzea sob dois sistemas de manejo. **Ciência Rural**, v. 39, n. 6, p. 1660-1666. 2009.

KUKAL, S.S.; AGGARWAL, G.C. Percolation losses of water in relation to puddling intensity and depth in a Sandy loam rice (*Oryza sativa*) Field. **Agricultural Water Management**, v. 57, n. 1, p. 49-59. 2002.

LOUX, M.M.; REESE, K. Effect of soil type and pH on persistence and carryover of imidazolinones herbicides. **Weed Technology**, v. 7, p. 452-458. 1993.

MACHADO, S. L. O. et al. Consumo de água e perdas de nutrientes e de sedimentos na água de drenagem inicial de arroz irrigado. **Ciência Rural**, v. 36, n. 1, p. 65-71. 2006.

MACHADO, S. L. O., ZANELLA, R., MARCHEZAN, E. Persistência de alguns herbicidas em lâmina de água de lavoura de arroz irrigado. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ARROZ IRRIGADO, 2; REUNIÃO DA CULTURA DO ARROZ IRRIGADO, 24. 2001, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: Instituto Rio Grandense do Arroz, 2001. p. 775-777.

MAMEDOV, A.I., LEVY, G.J. Clay dispersivity and aggregate stability effects on seal formation. **Soil Science**, v. 166, n. 9, p. 631-639. 2001.

MANGELS, G. Behavior of the imidazolinone herbicides in soil: a review of the literature. In: SHANER, D.L.; O'CONNOR, S.L. (Ed.). **The imidazolinone herbicides**. Boca Raton: CRC Press, 1991. p.191-209.

MARCHEZAN, E. et al. **Monitoramento em rios e persistência de herbicidas em arroz irrigado**. Santa Maria: UFSM, 2005. 8p. Informe Técnico, 05.

MARCHEZAN, E. et al. Rice herbicides monitoring in two Brazilian rivers during the rice growing season. **Scientia Agricola**, v. 64, n. 2, p. 131-137. 2007.

MARCOLIN, E.; MACEDO, V. R. M.; GENRO JR, S. A. Persistência de herbicida imazethapyr na lâmina de água em três sistemas de cultivo de arroz irrigado. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ARROZ IRRIGADO, 3., REUNIÃO DA CULTURA DO ARROZ IRRIGADO, 25., 2003. Balneário Camboriú, SC. **Anais...** Balneário Camboriú: SOSBAI, 2003. p. 686-688.

MARCOLIN, E.; MACEDO, V. R. M.; GENRO JUNIOR, S. A. Persistência de herbicida imazethapyr na lâmina de água em diferentes sistemas de cultivo de arroz irrigado. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ARROZ IRRIGADO, 4., REUNIÃO DA CULTURA DO ARROZ IRRIGADO, 26., 2005. Santa Maria, RS. **Anais...** Santa Maria: SOSBAI, 2005. p. 560-562.

MEROTTO JR., A.; VIDAL, R. A.; FLECK, N. G. Absorção e translocação de herbicidas. In: VIDAL, R. A.; MEROTTO JR., A. (Org). **Herbicidologia**. Porto Alegre: R. A. Vidal ; A. Merotto Jr., 2001. p. 6-14.

MASSONI, P.F.S. et al. Controle de arroz vermelho em arroz tolerante a Imidazolinonas e o residual em genótipo de arroz não tolerante. In: V CONGRESSO BRASILEIRO DE ARROZ IRRIGADO, 2007, Pelotas, RS. **Anais...** Pelotas, SOSBAI, 2007, v.2, p. 230-233.

- MEZZOMO, R. F. Irrigação contínua e intermitente em arroz irrigado: uso de água, eficiência agrônômica e dissipação de imazethapyr, imazapic e fipronil. 2009. 61f. Dissertação (Mestrado em Agronomia)- Curso de Pós-graduação em Agronomia, Universidade Federal de Santa Maria.
- MONQUERO, P.A. et al. Potencial de lixiviação de herbicidas no solo submetidos a diferentes simulações de precipitação. **Planta Daninha**, v. 26, n. 2, p. 403-409. 2008.
- MORAES, B.S. et al. Effects of four rice herbicides on some metabolic and toxicology parameters of teleost fish (*Leporinus obtusidens*). **Chemosphere**, v. 68, n. 8, p. 1597-1601. 2007.
- MORAES, B.S. et al. Toxicological and metabolic parameters of the teleost fish (*Leporinus obtusidens*) in response to commercial herbicides containing clomazone and propanil. **Pesticide Biochemistry and Physiology**, v. 95, n. 2, p. 57-62. 2009.
- NAKANO, Y. et al. A study on pesticide runoff from paddy fields to a river in rural region-1: field survey of pesticide runoff in the Kozakura river, **Japan Water Research**, v. 38, n. 13, p. 3017-3022. 2004.
- NDIAYE, B. et al. Effect of rainfall and tillage direction on the evolution of surface crusts, soil hydraulic properties and runoff generation for a sandy loam soil. **Journal of Hydrology**, v. 307, n. 1-4, p. 294-311. 2005.
- NGUYEN, H.T; FISCHER, K.S.; FUKAI, S. Physiological responses to various water savings systems in rice. **Field Crops Research**, v.112, n. 2-3, p. 189-198. 2009.
- NIMMO, D.R. Pesticides In: RAND, G.M. & PETROCELLI, S.R. **Fundamentals of aquatic toxicology: methods and applications**. Hemisphere, p.335-373, 85 p., 1985.
- NOLDIN, J. A. et al. Estratégia de coleta de amostras de água para monitoramento do impacto ambiental de cultura do arroz irrigado. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ARROZ IRRIGADO, 2., 2001, Porto Alegre, RS. **Anais...** Porto Alegre: SOSBAI, 2001. p. 760-762.
- PEDERSEN, J.A., YEAGER, M.A., SUFFET, I.H. Characterization and mass load estimates of organic compounds in agricultural irrigation runoff. **Water Science and Technology**, v. 45, n. 9, p. 103–110. 2002.

PESSOA, M.C.P.Y. et al. **Software AGROSCORE** - Apoio à avaliação de tendências de transporte de princípios ativos de agrotóxicos. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2004a 24p. (Embrapa meio Ambiente. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 26).

PHONG, T.K. et al. Behavior of simetryn and thiobencarb in rice paddy lysimeters and the effect of excess water storage depth in controlling herbicide run-off. **Weed Biology and Management**, v.8, p.243-249, 2008.

PLESE, L.P.M. et al. Kinetics of carbosulfan hydrolysis to carbofuran and subsequent degradation of this last compound in irrigated rice fields. **Chemosphere**, v. 60, n. 2, p. 149-156. 2005.

PRIMEL, E.G. et al. Poluição das águas por herbicidas utilizados no cultivo do arroz irrigado na região central do Estado do Rio Grande do Sul, Brasil: predição teórica e monitoramento. **Química nova**, v. 28, n. 4, p. 605-609. 2005.

QUAYLE, W.C.; OLIVER, D.P., ZRNA, S. Field dissipation and environmental hazard assessment of clomazone, molinate, and thiobencarb in Australian rice culture. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v. 54, n. 19, p. 7213-7220. 2006.

RHEINHEIMER, D. S.; GONÇALVES, C. S.; PELLEGRINI, J. B. R. Impacto das atividades agropecuárias na qualidade da água. **Ciência e Ambiente**, v. 27, n. 1, p. 85-96. 2003.

RIISE, G. et al. Loss of pesticides from agricultural fields in SE Norway – runoff through surface and drainage water. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 26, n. 2, p. 269–276. 2004.

ROEL, A.; HEILMAN, J.L.; McCAULEY, G.N. Water use and plan response in two irrigation methods. **Agricultural Water Management**, v. 39, p. 35-46. 1999.

RODRIGUES, G. S.; IRIAS, L. J. M. **Considerações sobre os impactos ambientais da agricultura irrigada**. Jaguariúna, SP: Embrapa Meio Ambiente, 7 pag. 2004

SABIK, H.; JEANNOT, R.; RONDEAU, B. Multiresidue methods using solid-phase extraction techniques for monitoring priority pesticides, including triazines and degradation products, in ground and surface waters. **Journal of Chromatography**, v. 885, n. 1-2, p. 217-236, 2000.

SANTOS, F. M. et al. Persistência dos herbicidas imazethapyr e clomazone em lâmina de água do arroz irrigado. **Planta Daninha**, v. 26, n. 4, p. 875-881. 2008.

SANTOS, F.M. et al. Alternativas de controle químico do arroz-vermelho e persistência dos herbicidas (imazethapyr + imazapic) e clomazone na água e no solo. 2006. 72f. Dissertação (Mestrado em Agronomia)- Curso de Pós-graduação em Agronomia, Universidade Federal de Santa Maria.

SENSEMAN, S.A. (Ed.). **Herbicide handbook**. 9 ed. Lawrence: Weed Science Society of America, 2007. 458 p.

SILVA, C.L.; et al. Previsão ambiental da distribuição dos pesticidas aplicados na cultura do arroz. **Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, v. 17, p. 75-86, 2007.

SILVA, C.M.M. de S.; FAY, E.F. **Agrotóxicos e meio ambiente**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2004. 400p.

SILVA, D.R.O et al. Monitoramento de agrotóxicos em águas superficiais de regiões orizícolas no sul do Brasil. **Ciência Rural**, v. 39, n. 9, p. 2383-2389. 2009.

SOCIEDADE SUL-BRASILEIRA DE ARROZ IRRIGADO (SOSBAI) Arroz Irrigado: recomendações técnicas da pesquisa para o Sul do Brasil. Pelotas, RS: SOSBAI, 161p. 2007.

SPADOTTO, C.A. Comportamento e Destino Ambiental de Herbicidas. Comitê de Meio Ambiente, Sociedade Brasileira da Ciência das Plantas Daninhas. Disponível em: <http://www.cnpma.embrapa.br/herbicidas>. Acesso em 18 de dezembro de 2009.

SRINIVASAN, M.S., GBUREK, W.J., HAMLETT, J.M. Dynamics of stormwater generation—a hill slope-scale field study in east-central Pennsylvania, USA. **Hydrological Process**, v. 16, p. 649–665. 2002.

STONE, L. F. **Eficiência do uso da água na cultura do arroz irrigado**. Santo Antônio de Goiás, GO: Embrapa Arroz e Feijão, 2005. 48 p.

SUDO, M., KUNIMATSU, T., OKUBO, T. Concentration and loading of pesticide residues in Lake Biwa basin (Japan). **Water Research**, v. 36, n. 1, p. 315–329. 2002.

TABBAL, D. F. et al. On-farm strategies for reducing water input in irrigated rice: case studies in the Philippines. **Agricultural Water Management**, v. 56, n. 2, p. 93-112. 2002.

TOESCHER, C. F.; RIGHES, A. A.; CARLESSO, R. Volume de água aplicada e produtividade do arroz sob diferentes métodos de irrigação. **Revista da Faculdade de Zootecnia, Veterinária e Agronomia**, v. 4, n. 1, p. 75-79. 1997.

TUCCI, C.E.M; CLARKE, R.T Impacto das mudanças da cobertura vegetal no escoamento: revisão. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 2, n. 1, p. 135-152. 1997.

TUONG, T. P.; BHUIYAN, S. I. Increasing water-use efficiency in rice production: farm-level perspectives. **Agricultural Water Management**, v. 40, n. 1, p. 117-122, 1999.

TUONG, T.P; BOUMAN, B.A.M.; MORTIMER, M. More rice, less water – Integrated approaches for increasing water productivity in irrigated rice-based systems in Asia. **Plant Production Science**, v. 8, n. 3, p. 231-241. 2005.

US-EPA. Office of water and office of pesticides and toxic substances. **National pesticide survey: atrazine**. Washington, 1990. 4 p.

VILLA, S.C.C. et al. Arroz tolerante a imidazolinonas: controle do arroz-vermelho, fluxo gênico e efeito residual do herbicida em culturas sucessoras não-tolerantes. **Planta Daninha**, v. 24, n. 4, p. 761-768. 2006.

VISCHETTI, C. Measured and simulated persistence of imazethapyr in soil. **Environmental Contamination and Toxicology**, v. 54, n. 3, p. 420-427. 1995.

WALKER, S.H. Causes of high water losses from irrigated rice fields: Field measurements and results from analogue and digital models. **Agricultural Water Management**, v. 40, n. 1, p. 123-127. 1999.

WATANABE, H. et al. Effect of water management practice on pesticide behavior in paddy water. **Agricultural water management**, v.88, n. 1-3, p. 132-140. 2007.

WATANABE, H.; KAKEGAWA, Y.; VU, S. H. Evaluation of the management practice for controlling herbicide runoff from paddy fields using intermittent and spillover-irrigation schemes. **Paddy Water Environmental**, v. 4, n. 1, p. 21-28. 2006.

WIDERSON, M. R.; KIM, K. D. The pesticide contamination prevention act: setting specific numerical values. Sacramento: California Department Food and Agric., **Environmental Monitoring and Pest Manage**, 1986. 287 p

WON, J.G. et al. Water saving by shallow intermittent irrigation and growth of rice. **Plant Production Science**, v. 8, n. 4, p. 487-492. 2005.

WYK, L.J.V.; REINHARDT, C.F. A bioassay technique detects imazethapyr leaching and liming-dependent activity. **Weed Science**, v.15, n.3, p.1-6, 2001.

YOSHIDA, S. **Fundamentals of rice crop science**. Los Baños: IRRI, 1981. 277 p.

ZHANG, Z. et al. Yield, grain quality and water use efficiency of rice under non-flood mulching cultivation. **Field Crops Research**, v. 108, n. 1, p.71-81. 2008.

ZIMDAHL, R. L. **Fundamentals of weed science**. San Diego: Academic Press, 1999. 586 p.

VITA

Luiz Fernando Dias Martini, é filho de José Antonio Pittol Martini e Maria Olina Dias Martini, nasceu em 30 de novembro de 1984, no município de Santana do Livramento, Rio Grande do Sul. No ano de 2002 ingressou no curso de Agronomia pela Universidade Federal de Santa Maria, através do PEIES. Em setembro de 2007 colou grau, recebendo o título de Engenheiro Agrônomo. Durante a graduação, iniciou sua vida científica como estagiário do Setor de Experimentação Agrícola, logo após tornou-se bolsista de iniciação científica do CNPq por 36 meses. Em 2008, iniciou o curso de mestrado no Programa de Pós-Graduação em Agronomia da Universidade Federal de Santa Maria/RS, concluindo no dia 26 de fevereiro de 2010, data da apresentação desse trabalho. Após a conclusão do mestrado o aluno mudou para Pelotas onde irá realizar o curso de Doutorado em Fitossanidade na Universidade Federal de Pelotas.