



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL  
INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS  
HÍDRICOS E SANEAMENTO AMBIENTAL



**PROCESSO HIDROLÓGICO E TRANSPORTE DE ESPÉCIES QUÍMICAS  
PRODUZIDOS POR CHUVA INTENSA SIMULADA EM SOLOS DO SUL DO  
BRASIL**

Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor.

Doutorando: **Vander Kaufmann**  
Orientador: **Nilza Maria dos Reis Castro**  
Co-orientador: **Adilson Pinheiro**

Banca examinadora:  
**José Antônio Louzada (UFRGS)**  
**Ildegardis Bertol (UDESC)**  
**Cristovão Vicente Scapulatempo Fernandes (UFPR)**

Porto Alegre, Março, 2013.

## AGRADECIMENTOS

À Professora Dr. Nilza Maria dos Reis Castro, pela orientação na realização desta pesquisa e compreensão pela forma de encaminhamento dos trabalhos;

Ao Prof. Dr. Adilson Pinheiro pela parceria, comprometimento, incentivo, amizade e confiança depositada. Além de me hospedar, participar de discussões e no desenvolvimento de trabalhos das simulações de chuva;

Aos professores e colegas do Doutorado, que contribuíram na realização deste estudo;

À UFPR por ter disponibilizado sua estrutura, em especial ao DHS (Departamento de Hidráulica e Saneamento) ao Arthur, Cristovão e Sérgio pelo desenvolvimento de tecnologia de monitoramento;

Ao Laboratório de Sedimentos do IPH/UFRGS ao Bruno, Rafael, ao Ademir e ao Clamarion Maier;

Aos professores Gustavo Merten e Jean Minella pela cedência do lisímetro de Arvorezinha e pelas discussões referentes às simulações. À UFSM por ter disponibilizado os dados da caracterização física e hidráulica do solo de Arvorezinha;

Aos proprietários das terras onde os lisímetros foram instalados, pelo apoio nas simulações: seu Antoninho Zambra e família em Pejuçara, ao Orestes e família de Arvorezinha, e aos diversos colaboradores do Ribeirão Concórdia (José Schwertz e família, Valmir Pavlak e esposa e a Família Sperandio);

Ao pessoal de apoio de campo e laboratório da FURB: Petrick Soares, Evelyn Zucco, Maurício Perazzoli, Ruy Lucas de Souza e em especial ao companheiro Leandro Mazzuco de Aguida;

Ao meu amigo Marquis Henrique Campos de Oliveira e minha amiga Haline Depiné pelo apoio em muitas simulações, coleta de dados, preparação de dados e análises e apoio geral no projeto de pesquisa;

A INMET, pelos dados meteorológicos da estação de Cruz Alta-RS, a EPAGRI pelos dados meteorológicos de Ituporanga-SC;

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq que concedeu a bolsa de doutorado, e financiou a realização deste trabalho;

À Danieli, que me acompanhou em cada momento dessa fase, apoiando-me e ajudando-me sempre que pode. Meu grande amor e minha futura esposa.

## RESUMO

As atividades agrícolas promovem modificações na estrutura física do solo e nas interações que ocorrem no seu interior. As mudanças promovidas nestas atividades podem gerar alterações do processo hidrogeológico no solo. Este estudo tem por objetivo estudar o processo hidrológico e o transporte de espécies químicas em solos agrícolas do Sul do Brasil, quando submetidos à chuva de alta intensidade, em lisímetros de drenagem, que são dispositivos experimentais. Sete lisímetros instalados em quatro bacias hidrográficas situadas nos estados do Sul do Brasil foram utilizados nos experimentos, apresentando os mesmos procedimentos metodológicos de dimensionamento e instalação. Nestes, foram realizadas simulações, com diferentes intensidades de chuva, com monitoramento do escoamento superficial e o de drenagem, analisadas quimicamente para as espécies químicas amônio, nitrato, nitrito, fosfato, carbono orgânico e inorgânico total. Foram realizados 77 ensaios de simulação de chuva, com intensidades de chuva variando entre 30 e 140 mm h<sup>-1</sup>, correspondendo a um período de retorno da ordem de 1 a 1000 anos, respectivamente, correspondendo a chuvas extremas. As séries de dados geradas foram analisadas quanto às suas evoluções temporais e espaciais, magnitude e o processo de transporte envolvido. Os modelos SWAP - Soil, Water, Atmosphere, Plant Environment e ANIMO - Agricultural Nutrient Model foram aplicados às séries, visando avaliar o processo hidrogeológico representados. Os modelos são de base física e apropriados para uso em escala de lisímetro. A geração de escoamento superficial, as taxas de infiltração de água no solo e a drenagem interna, em eventos pluviométricos de alta intensidade são influenciadas pelas práticas de manejo e pelo estágio de desenvolvimento da cobertura vegetal e a própria intensidade da chuva. Para elevadas intensidades de chuva tem-se o aumento da água retida na superfície, com conseqüente alteração na carga hidráulica, proporcionando aumento das taxas de infiltração e do escoamento no perfil do solo. As simulações de chuvas intensas mostram que as concentrações de nitrato nas águas de escoamento superficial e de drenagem são mais elevadas do que aquelas de amônio, nitrito, fosfato, carbono orgânico total e carbono inorgânico. O modelo SWAP simulou adequadamente os componentes do balanço hídrico no lisímetro nas escalas de tempo diário e das chuvas simuladas. Os coeficientes de eficiência de Nash-Sutcliffe na calibração e na verificação, na escala diária, foram superiores a 0,8 para o escoamento de drenagem. Para o nitrato e o fosfato, o modelo ANIMO simulou corretamente as concentrações nas datas de coletas de amostras de águas do escoamento superficial e de drenagem da série de dados diários. Nos períodos dos ensaios de chuvas simuladas, o modelo SWAP apresentou coeficientes de eficiência da ordem de 0,8 para a calibração e verificação do escoamento de drenagem. As evoluções das vazões dos ramos de ascensão e das vazões máximas dos hidrogramas foram adequadamente reproduzidas. O modelo ANIMO simulou com boa precisão as variações temporais das concentrações de nitrato e de fosfato nos períodos de verificação e de calibração das séries de ensaios de simulação de chuva.

Palavras chave: SWAP, ANIMO, lisímetro, simulação chuva

## ABSTRACT

Agricultural activities promote modifications in the physical structure of the soil and the interactions that occur within. The changes promoted these activities can generate changes in hydrogeochemical processes in the soil. This study aims to the hydrological processes and transport of chemical species in agricultural soils in southern Brazil, when subjected to rain of high intensity in drainage lysimeters, are experimental devices. Seven lysimeters installed in four catchment areas in the southern states of Brazil were used in the experiments, which present the same methodology and manufacturing facility. In these were performed simulations with different rainfall intensities. Were monitored runoff, drainage and analyzed water samples collected for chemical species ammonium, nitrate, nitrite, phosphate, total organic and inorganic carbon. 77 tests were performed to simulate rain, precipitation intensities ranging between 30 and 140 mm h<sup>-1</sup>, corresponding to return period of about 1 to 1,000 years, respectively, corresponding to extreme rainfall. The datasets generated were analyzed for their spatial and temporal evolutions, their magnitudes and transport processes involved. The models SWAP - Soil, Water, Atmosphere, Environment and Plant and ANIMO - Agricultural Nutrient Model, was applied to the series, to evaluate the hydrogeochemical processes represented. The models are based on physical and suitable for use in lysimeter scale. The generation of runoff, infiltration rates and soil water drainage built in high intensity rainfall events are influenced by management practices and the development stage of the vegetation cover and the very intensity of precipitation. For high intensity rainfall has increased water retained in the surface, with a consequent change in hydraulic head, providing increased rates of infiltration and runoff in the soil profile. The simulations show that the heavy rainfall nitrate concentrations in water runoff and drainage are higher than those of ammonium, nitrite, phosphate, total organic carbon and inorganic carbon. The SWAP model adequately simulated the water balance components in the lysimeter and daily time scales of simulated rainfall. The coefficient of efficiency Nash-Sutcliffe calibration and verification in a daily were more than 0.8 drain for disposal. For nitrate and phosphate, the model correctly simulated ANIMO concentrations on the dates of sample collection of water runoff and drainage series of daily data. During periods of rainfall test, the model presented SWAP efficiency ratios on the order of 0.8 for calibration and verification of drainage outlets. The evolutions of the flow of arms to rise and peak flows of hydrographs were properly reproduced. The model adequately simulated ANIMO temporal variations in the concentrations of nitrate and phosphate during periods of verification and calibration of the test suites rainfall simulation.

Keywords: SWAP, ANIMO, lysimeter, rain simulation

## SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS.....	ii
RESUMO .....	iii
ABSTRACT .....	iv
LISTA DE FIGURAS.....	vii
LISTA DE TABELAS.....	ix
1.0 INTRODUÇÃO .....	15
1.1 Apresentação do problema.....	15
1.2 Hipóteses .....	18
1.3 Objetivos.....	18
1.4 Estrutura e organização da tese.....	19
2.0 REFERENCIAL TEÓRICO .....	20
2.1 Principais processos do ciclo hidrológico e balanço hídrico .....	20
2.2 Infiltração de água no solo e escoamento superficial.....	21
2.3 Movimento da solução no solo .....	24
2.4 Transporte de soluto no solo .....	27
2.5 Matéria orgânica e carbono orgânico total no solo .....	28
2.6 Íons Aniônicos .....	30
2.7 Uso e manejo do solo e tipo de cultivo.....	35
2.8 Lisímetro.....	37
2.9 Modelagem hidrológica e deslocamento de espécies químicas no solo. ....	39
a) Modelo SWAP .....	40
b) Modelo ANIMO.....	46
3.0 ÁREAS DE ESTUDO E DISPOSITIVO EXPERIMENTAL.....	59
3.1 Lisímetros da bacia do Rio Potiribu.....	61
3.2 Lisímetros da bacia do Guaporé.....	62
3.3 Lisímetros da bacia do Ribeirão Concórdia .....	64
3.4 Lisímetros da Bacia do Barigui .....	65
3.5 Lisímetros instalados.....	67
4.0 MATERIAIS E MÉTODOS .....	71

4.1	<i>Simulação da chuva</i> .....	71
4.2	<i>Coleta e análise das amostras da simulação de chuva</i> .....	78
4.3	<i>Fluxo de massa transportado</i> .....	79
4.4	<i>Simulação com modelo hidrológico e de deslocamento de solutos</i> .....	79
5.0	RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	83
5.1	<i>Processo Hidrológico</i> .....	83
5.2	<i>Escoamento em solos com diferentes manejos</i> .....	94
5.3	<i>Transporte de Espécies Químicas</i> .....	102
5.4	<i>Simulação numérica do transporte de nitrogênio e fósforo</i> .....	110
5.4.1	Fluxo de água diário .....	110
5.4.2	Transporte diário de fosfato e nitrogênio .....	112
5.4.3	Eventos de simulação de chuva .....	115
6.0	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	121
7.0	REFERÊNCIAS.....	124

## LISTA DE FIGURAS

Figura 2-1 – Representação esquemática da variação do conteúdo de umidade no perfil do solo durante a infiltração (Fonte: Cecílio, 2002).....	22
Figura 2-2 - Efeitos dos resíduos de plantas e de animais adicionados ao solo (Fonte: adaptado de Brady e Weil, 1999). .....	30
Figura 2-3 - Relação C/N e tendência a liberação ou imobilização do N do solo (Adaptado de Luchese et al., 2001). .....	32
Figura 2-4 - Lisímetro usado em larga escala (Adaptado de Hjelm, 1990). .....	38
Figura 2-5 - Domínio do modelo e os processos de transporte do SWAP (Adaptado de Kroes et al., 2008). .....	41
Figura 2-6 - Rotas de transporte de nitrogênio e fósforo e processos correlatos incluídos no modelo ANIMO (Adaptado de Renaud et al., 2005).....	47
Figura 2-7 - Ciclo do carbono orgânico no ANIMO (Adaptado de Renaud et al., 2005). .....	49
Figura 2-8 - Transformação de nitrogênio, processos de acumulação e transporte considerado no ANIMO model (Adaptado de Kroes et al., 2008).....	51
Figura 2-9 - Ciclo do fósforo considerado no modelo ANIMO (Adaptado de Groenendijk e Kroes,1999). .....	57
Figura 3-1- Localização da área de estudo e dos lisímetros. ....	60
Figura 3-2 - Localização da bacia do Rio Potiribu e a localização dos lisímetros. ....	62
Figura 3-3 - Localização da bacia do Guaporé e do lisímetro LGT. ....	63
Figura 3-4 - Localização da bacia do Ribeirão Concórdia com a indicação do tipo de solo e respectivos lisímetros LCM, LCR e LCP. ....	65
Figura 3-5 - Localização da bacia do rio Barigüi - PR e do lisímetro LBP.....	66
Figura 3-6 - Instalação do lisímetro LCM com coleta de solo indeformado na bacia do Ribeirão Concórdia, Lontras - SC. ....	68
Figura 3-7 – Detalhes de instalação do lisímetro LCM com coleta de solo indeformado na bacia do Ribeirão Concórdia, Lontras - SC .....	69
Figura 3-8 - Instalação dos equipamentos de coleta de escoamento no lisímetro LCM Lontras - SC.....	69
Figura 3-9 - A) lisímetro bacia do Potiribu, B) lisímetro bacia do Guaporé, C) lisímetro da bacia Ribeirão Concórdia e D) Lisímetro bacia do Barigüi.....	70

Figura 4-1 - Indicação do local da simulação da chuva na A - Bacia do Rio Potirbu, B - Bacia do Rio Guaporé, C - Bacia do Ribeirão Concórdia e D - Bacia do Barigui.....	72
Figura 5-1- Taxas de infiltração e de escoamento superficial no solo dos ensaios sobre os lisímetros LCM (A e B) e LPD (C e D). P corresponde a chuva aplicada. ....	87
Figura 5-2 - Coeficientes de infiltração médios nos solos dos lisímetros com muita (LPC) e pouca mobilização (LPD) do solo. ....	92
Figura 5-3 - Coeficiente de escoamento superficial (C) ao longo dos ensaios da série.	93
Figura 5-4 - Evolução temporal do escoamento superficial na semeadura direta (A) e semeadura convencional (B). ....	98
Figura 5-5 - Coeficientes de escoamento superficial (C), dos ensaios nos lisímetros com semeadura direta (A) e semeadura convencional (B).....	99
Figura 5-6 - Condutividade hidráulica e vazão de drenagem nos solos dos lisímetros com A - semeadura direta e B - semeadura convencional.....	101
Figura 5-7 - Hidrogramas medidos e simulados de escoamentos de drenagem no período de calibração (A) e de verificação (B).....	111
Figura 5-8 - Concentrações de nitrato (N) e de fosfato (P) medidas e simuladas no escoamento superficial (S) e de drenagem (D), nos períodos de calibração (C) e de verificação (V).....	113
Figura 5-9 - Correlações entre concentração de nitrato e de fosfato simulado pelo modelo ANIMO e medido. NS – nitrato escoamento superficial, ND – nitrato drenagem, PS – fosfato escoamento superficial, PD – fosfato drenagem.....	114
Figura 5-10 - Vazões medidas e simuladas nos escoamento superficial (S) e de drenagem (D) nos períodos de calibração (C) e de verificação (V) do modelo SWAP. ....	117
Figura 5-11 - Concentrações medidas e simuladas de nitrato (N) e de fosfato (P) nos escoamento superficial (S) e de drenagem (D) pelo modelo ANIMO em uma série de ensaio de simulação de chuva.....	118

## LISTA DE TABELAS

Tabela 3-1- Caracterização do lisímetro referente ao tipo de solo, uso e manejo.....	60
Tabela 3-2 - Atributos físicos do solo dos lisímetros, incluindo S - declividade da superfície; $\rho$ - densidade do solo; $\eta$ - porosidade total.....	61
Tabela 4-1 - Parametrização das relações $K - h - \theta$ : parâmetros não ajustados do solo LCM, $\lambda$ – parâmetro de forma arbitrado, $h_s$ – capilaridade mínima arbitrada.....	75
Tabela 4-2 - Parametrização das relações $\theta - h - K$ (*) dos solos do lisímetro do Potiribu (LP), lisímetros do Guaporé (LGT), lisímetros do Concórdia (LCM, LCR, LCP) e lisímetro Barigui (LBP).....	76
Tabela 4-3 - Atividades desenvolvidas, estimadas e inseridas no modelo ANIMO entre 2009 a 2011 com cultivo de milho ( <i>Zea mays</i> ) no lisímetro LCM para a calibração diária.....	81
Tabela 5-1- Chuva aplicada, teor de água inicial e final e tempo de início de escoamento superficial e de drenagem interna.....	88
Tabela 5-2 - Intensidade da chuva, taxas de escoamento superficial, de infiltração e de drenagem interna ( $\text{mm h}^{-1}$ ).....	89
Tabela 5-3 - Balanço hídrico nos ensaios (mm), indicando à chuva aplicada, o escoamento superficial, a drenagem e a variação de armazenamento.....	90
Tabela 5-4 - Características dos ensaios de simulação de chuva. De 1A a 1D primeiro ensaio, 2A a 2D segundo ensaio, 3A a 3D terceiro ensaio, 4A a 4D quarto ensaio na semeadura convencional e semeadura direta.....	96
Tabela 5-5 - Concentração ( $\text{mg L}^{-1}$ ) média das espécies químicas no escoamento de água dos solos nos lisímetros.....	103
Tabela 5-6 - Concentrações médias ( $\text{mg L}^{-1}$ ) de carbono orgânico e inorgânico no escoamento superficial e de drenagem.....	105
Tabela 5-7 - Intensidade de chuva (P), concentração de carbono total (CT), nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) e fosfato ( $\text{PO}_4^{2-}$ ) no escoamento superficial e de drenagem.....	107
Tabela 5-8- Massas ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) transportadas pelos escoamentos na primeira série de ensaios em diferentes intensidades de chuva simulada e manejo.....	109
Tabela 5-9 - Balanço hídrico do solo do lisímetro da bacia do ribeirão Concórdia nos períodos de calibração e de verificação na aplicação do modelo SWAP.....	112

Tabela 5-10 - Intensidade da chuva (mm), taxas de escoamento superficial ( $\text{mm h}^{-1}$ ) e de drenagem ( $\text{mm h}^{-1}$ ). .....	115
Tabela 5-11 - Massas transportadas de nitrato e de fosfato nos eventos e nos anos. ...	119

## LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

Al <sup>+</sup> - Alumínio monovalente	INMET - Instituto Nacional de Meteorologia
AlCP <sup>+</sup> - Alumínio trivalente	INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
ANIMO - Agricultural Nitrogen Model	INTEGRA - Rede Cooperativa de Pesquisa em Disponibilidade Hídrica para Aplicação dos Instrumentos de Gestão de Recursos Hídricos
ANOVA - Teste estatístico análise de variância	IPAGRO, 1989
C/N - Relação carbono/nitrogênio	IPH - Instituto de Pesquisas Hidráulicas
Ca <sup>+2</sup> - Cálcio	IRD - Institut de recherche pour le développement
CLIMASUL - Estudo de Mudanças Climáticas na Região Sul do Brasil	K <sup>+</sup> - Potássio
CNPq - Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico	KPa - Kilo Pascais
COE - Coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe	LBP - Lisímetro bacia Barigui pastagem
COOH - Radical carboxila	LCM - Lisímetro bacia Concórdia Milho
COT - Carbono Orgânico Total	LCP - Lisímetros bacia Concórdia pastagem
CTC - Capacidade de troca de cátions	LCR - Lisímetro bacia Concórdia rotação de cultura
D50 - Diâmetro médio	LPC - Lisímetro bacia do Potiribu sistema de cultivo convencional
DHS - Departamento de Hidráulica e Saneamento UFPR.	LPD - Lisímetro bacia Potiribu sistema de cultivo direto; LGT - lisímetro bacia Guaporé Tabaco
DIONEX AG4A - Marca cromatógrafo de troca iônica,	LVdf2 - Latossolo Vermelho distroférico
EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária	mA - mili Ampére
EPAGRI - Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina	MATASUL - Rede de pesquisa em bacias representativas e experimentais no bioma da mata atlântica, na região Sul do Brasil
Fe <sup>+2</sup> - Ferro bivalente	MCT - Ministério Ciência e Tecnologia
Fe <sup>+3</sup> - Ferro trivalente	Mg <sup>+2</sup> - Magnésio
FINEP CT-Hidro - Financiadora de Estudos e Projetos Recursos Hídricos	MJ - Mega Joule
Flood-Jet S.S.3/8K-45 - Tipo de bico aspersor defletor	Mn <sup>+2</sup> - Manganês
FURB - Fundação de Universidade Regional de Blumenau	MO - Matéria Orgânica
H <sup>+</sup> - Hidrogênio	N <sub>2</sub> - Nitrogênio molecular
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> - Peróxido de hidrogênio	N <sub>2</sub> O - Monóxido de nitrogênio
H <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> <sup>-</sup> - Ortofosfato primário	Na <sup>+</sup> - Sódio
H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> - Ácido sulfúrico	Na <sub>2</sub> CO <sub>3</sub> - Carbonato de Sódio
HPO <sub>4</sub> <sup>-2</sup> - Ortofosfato secundário	NaHCO <sub>3</sub> - Bicarbonato de sódio
IAPAR - Instituto Agrônomo do Paraná	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> - Nitrito
IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> - Nitrato
IC - Carbono inorgânico	OH <sup>-</sup> - Hidroxila
IC - Carbono inorgânico	

ORSTIOM - Institut Français de  
Recherche Scientifique pour le  
Développement en Coopération

P - Fósforo

$pAl$  - Potencial de alumínio

$pCa$  - Potencial de cálcio

$pFe$  - Potencial de ferro

pH - Potencial de hidrogênio

PRAPEM/MICROBACIAS - Projeto de  
Recuperação Ambiental e de Apoio ao  
Pequeno Produtor Rural

PROPESQ - Pró Reitoria de Pesquisa da  
UFRGS

RBS - Rainfall Boom Simulator

RETC - Retention Curve Model for Soil  
Water

RMC - Região Metropolitana de  
Curitiba

S - Enxofre

SAR - Relação de adsorção de sódio

$SO_4^{2-}$  - Sulfato

SWAP - Soil Water Air Plant

TBAOH - Tetrabutylammonium

TDR - Reflectometria no domínio do  
tempo

TOC - Carbono orgânico total-

TOC/VCPH - analisador de carbono da  
SHIMADZU,

UFMS - Universidade Mato Grosso do  
Sul

UFPR - Universidade Federal do Paraná

UFRGS - Universidade Federal do Rio  
Grande do Sul

UFMS - Universidade Federal de Santa  
Maria

USLE - Equação Universal de Perda de  
Solo

USP - Universidade São Paulo

Vee-Jet 80-100; 80-150 - Tipo de  
aspersor

WEPP - Water Erosion Prediction  
Project

WGEW - Walnut Gulch Experimental  
Watershed

## LISTA DE SÍMBOLOS

$k$ - coeficiente de extinção para a radiação solar global ad.,	$l$ - parâmetro de conectividade dos poros,
$K_{F,i}$ - coeficiente de Freundlich no instante $i$ $[[\text{mg L}^{-1}]^{1/N} \text{mmol}] \text{kg}^{-1}$ ,	$h_{0, \text{enxada}}$ - parâmetro inicial de rugosidade do solo (cm),
$k_{e, \text{NH}_4}$ - coeficiente linear de adsorção do amônio $\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$ ,	$h$ - potencial de pressão no solo cm,
$c$ - concentração da solução $\text{mg L}^{-1}$ ,	$h$ - pressão capilar cm,
$c_{\text{NH}_4}$ - concentração de amônio $\text{kg m}^{-3}$ ,	$\gamma_{\text{drenagem}}$ - resistência a drenagem (d),
$k_{\text{den}}$ - concentração de nitrato em que a equação de Monod resulta em $1/2 \text{kg m}^{-3}$ ,	$R_{d, \text{den}}$ - taxa de desnitrificação primeira ordem $\text{kg m}^{-3} \text{d}^{-1}$ ,
$c_{\text{NO}_3}$ - concentração de nitrato $\text{kg m}^{-3}$ ,	$E_p$ - taxa de evaporação potencial do solo, $\text{cm dia}^{-1}$ ,
$c_{\text{doN}}$ - concentração de nitrogênio orgânico dissolvido $\text{kg m}^{-3}$ ,	$ET_p$ - taxa de evapotranspiração potencial $\text{cm dia}^{-1}$ ,
$c_{\text{dom}}(t)$ - concentração dissolvida de material orgânica $\text{kg m}^{-3}$ ,	$k_{\text{nit}}$ - taxa de nitrificação $\text{d}^{-1}$ ,
$Ks$ - condutividade hidráulica saturada $\text{cm dia}^{-1}$ ,	$R_{d, \text{NH}_4}$ - taxa de transformação de amônio $\text{kg m}^{-3} \text{d}^{-1}$ ,
$Kl$ - constante de adsorção $\text{mg}^{-1}$ ,	$S_p$ - taxa potencial de absorção de água $\text{dia}^{-1}$ ,
$k_i$ - constante de sorção no instante $i \text{L.d}^{-1}$ ,	$S_p$ - taxa potencial de absorção de água $\text{dia}^{-1}$ ,
$b$ - constante,	$t$ - tempo
$h_0$ - empoçamentos na superfície (cm),	$\theta$ - teor de umidade do solo $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ ,
$h_0$ - empoçamentos na superfície do solo cm,	$\theta_r$ - teor de umidade residual do solo $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ ,
$d_z$ - espessura da camada de raiz cm,	$\theta_s$ - umidade do solo saturado $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ ,
$Z$ - espessura da camada de solo m,	$E_{\text{cal}}$ - valor calculado,
$f_{ae}$ - fator de aeração incompleta,	$E_{ob}$ - valor observado,
$\alpha_{red}$ - fator de redução ad.,	$X_{e, \text{NH}_4}$ - adsorve amônio $\text{kg kg}^{-1}$ ,
$J_s$ - fluxo de material vertical $\text{Kg m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ,	$c$ - concentração da substância no solo $\text{Kg.m}^{-3}$ ,
$f_w$ - fração do dia que o dossel está molhado ad.,	$l_{\text{root}}$ - densidade de raiz %,
$f_N^{hu}$ - fração em massa de nitrogênio do húmus/biomassa ad.,	$q_{\text{drenagem}}$ - drenagem (cm)
$LAI$ - índice de área foliar ad.,	$q_{\text{superficial}}$ - escoamento superficial (cm);
$Q$ - massa adsorvida de P $\text{mmol kg}^{-1}$ ,	$f_{\text{hetero}}$ - fator de redução das taxas de transformação de matéria orgânica,
$Q_m$ - máximo de absorção $\text{mmol kg}^{-1}$ ,	$\sigma_{\text{drenagem}}$ - drenagem (cm),
$E_m$ - média dos valores observados,	$\sigma_{\text{avg}}$ - média do lençol freático (cm),
$\gamma$ - parâmetro da resistência $\text{cm}^{\beta-1}$ ,	

$\sigma_{gw}$  - nível do lençol freático (cm),  
 $f_N^{ex}$  - peso da fração nitrogenada do exsudatos ad.,  
 $R_{p,NO_3}$  - produção de nitrato nitrificação  $kg\ m^{-3}\ d^{-1}$ ,  
 $S_{o,1}$  - quantidade inicial sorvida de P no instante  $i\ mmol\ kg^{-1}$ ,  
 $R_{p,den}$  - taxa de desnitrificação calculado como uma ordem zero  $kg\ m^{-3}\ d^{-1}$ ,  
 $E_p$  - taxa de evaporação potencial do solo  $cm\ dia^{-1}$ ,  
 $T_p$  - taxa de transpiração potencial  $cm\ dia^{-1}$ ,  
 $\rho$  - densidade do solo,  
 $\eta$  - porosidade total  $m^3/m^3$  de solo,  
 $\Delta S$  - variação do armazenamento de água no solo mm,  
 $\Delta V$  - variação do volume de armazenamento,  
 $a_{dom}$  - relação de assimilação da piscina matéria orgânica dissolvida ad.,  
 $a_{ex}$  - relação de assimilação dos exsudatos piscina ad.,  
 $a_{fn}$  - proporção de assimilação e desassimilação de cada fração orgânica fresca,  
 $b$  - fração de cobertura de solo ad.,  
 $c$  - concentração da solução  $mg\ L^{-1}$ ,  
 $C_i$  - concentração do composto na amostra  $i$ ,  
 $D$  - altura de lâmina de água coletada na drenagem do lisímetro mm,  
 $dt$  - tempo  $d^{-1}$ ,  
 $ES$  - altura de lâmina de água escoada superficialmente mm,  
 $EVT$  - evapotranspiração,  
 $EXt$  - conteúdo exsudato da raiz  $kg\ m^{-3}$ ,  
 $F$  - fluxo de massa,  
 $f_{hu}$  - fração da matéria orgânica fresca diretamente transformado em húmus/biomassa ad.,  
 $f_{hu}$  - fração da matéria orgânica fresca diretamente transformado em húmus/biomassa ad.,  
 $F_i$  - expoente de Freundlich no instante  $i$  ad.,  
 $HUt$  - Conteúdo húmus/biomassa  $kg\ m^{-3}$ ,  
 $I$  - taxa de infiltração acumulada mm,  
 $i$  - taxa de infiltração mm,  
 $IP$  - intensidade de chuva mm,  
 $IR$  - intensidade do escoamento superficial mm,  
 $k_{dom}$  - constante de decomposição da matéria orgânica dissolvida  $d^{-1}$ ,  
 $k_{ex}$  - taxa constante transformação exsudatos da raiz  $d^{-1}$ ,  
 $k_{fn}$  - constante de primeira ordem para classes orgânicas de  $f_n\ d^{-1}$ ,  
 $Kh$  - condutividade hidráulica  $cm\ dia^{-1}$ ,  
 $k_{hu}$  - taxa constante de transformação de húmus/biomassa  $d^{-1}$ ,  
 $kn$  - taxa constante,  
 $Mt$  - material,  
 $n$  - número de amostras coletadas.  
 $OM_{fnt}$  - massa volúmica de matéria orgânica  $f_n$  classe inicial  $kg\ m^{-3}$ ,  
 $OMnt$  - classe orgânica presente em um tempo  $t_0$ ,  
 $P$  - chuva mm,  
 $P_{gross}$  - chuva  $cm\ d^{-1}$ ,  
 $P_i$  - interceptação  $cm\ d^{-1}$ ,  
 $Q$  - escoamento total mm,  
 $Q_i$  - vazão do escoamento de água durante a coleta da amostra  $i$ ,  
 $R$  - lâmina de água escoada superficialmente,  
 $R_d$  - termo decomposição  $Kg\ m^{-3}\ d^{-1}$ ,  
 $R_p$  - termo fonte da produção  $Kg\ m^{-3}\ d^{-1}$ ,  
 $R_u$  - termo retirada da planta  $Kg\ m^{-3}\ d^{-1}$ ,  
 $R_x$  - termo do fluxo de material lateral  $Kg\ m^{-3}\ d^{-1}$ ,  
 $S$  - declividade da superfície,  
 $S$  - quantidade sorvida  $mmol\ kg^{-1}$ ,  
 $Sh$  - taxa de extração do solo pelas raízes  $m^3\ m^{-3}\ d^{-1}$ ,  
 $t$  - tempo inicial,  
 $t_0$  - tempo final,  
 $z$  - posição vertical cm,  
 $\alpha$  - coefficient empírico  $cm\ d^{-1}$ ,  
 $\beta$  - expoente ad.,  
 $\Delta t$  - variação do tempo.

## **1.0 INTRODUÇÃO**

### **1.1 Apresentação do problema**

Chuvas intensas produzem enchentes, erosão do solo e transporte de sedimentos e de espécies químicas para os cursos de água. A magnitude destes efeitos depende do escoamento superficial, da infiltração e da percolação da água no perfil do solo. O uso e o manejo do solo adotado pelos agricultores desempenham funções importantes nos componentes do ciclo hidrológico, no balanço hídrico e na degradação da qualidade do solo e da água.

O movimento da água no solo provoca o transporte de elementos físicos, químicos e biológicos entre os compartimentos ambientais (atmosfera, solo, água e vegetais). Entre esses movimentos destaca-se o escoamento na superfície do solo, conhecido como escoamento superficial e o escoamento vertical, denominado de percolação ou de drenagem. Em termos de quantidade do recurso água, os escoamentos rápidos, composto pelos escoamentos superficial, sub-superficial e de drenagem, são os principais responsáveis pela geração de onda de cheia. A drenagem é responsável principalmente pela recarga dos aquíferos. Por outro lado, o escoamento superficial promove a erosão dos solos e o transporte de material particulado e em solução, em direção às águas superficiais. De forma similar, a percolação transporta espécies químicas em direção às camadas mais profundas do solo, podendo alcançar as águas subterrâneas.

O fluxo de água e do soluto na superfície e no perfil do solo é resultado das relações entre a intensidade da chuva e a capacidade de infiltração da camada superficial do solo (Lal e Schukla, 2004). A capacidade de infiltração depende do tipo de solo, das propriedades características do solo, das condições de umidade do solo e das práticas agrícolas empregadas (Vogel 2002; Deurer et al., 2003; Anderson et al., 2000; Vogel et al., 2006). Da mesma forma, o transporte de soluto é um fenômeno de não equilíbrio que depende de diversos fatores intrínsecos (capacidade de troca iônica e catiônica, composição física e química, entre outros) e extrínsecos (umidade, composição granulométrica, entre outros) do solo e de sua superfície. A entrada de água promove a diluição dos solutos ou transporte, que dependendo da heterogeneidade e a descontinuidade de poros, afeta a mobilidade horizontal ou vertical (Kohne et al., 2009; Vogel et al., 2006; Vogel, 2002; Deurer et al., 2003; Anderson et al., 2000).

Bertol et al. (2005), em estudo sobre o transporte de carbono orgânico pelo escoamento superficial, demonstraram que a quantidade na camada superficial do solo e a concentração de carbono orgânico adsorvido ao sedimento variaram com o manejo do solo, sendo mais elevado o teor no sistema de semeadura direta e menor em solo sem cobertura. Gilles et al. (2009), com simulação de chuva, em Argissolo Vermelho distrófico com cultivo de milho, demonstraram que as quantidades transportadas de carbono e de nutrientes em parcelas de semeadura direta foi superior àquelas das parcelas com escarificação. Gebler et al. (2012), utilizando simulação de chuva, determinaram a massa média anual transportada de fósforo total reativo em parcelas cobertas por diferentes culturas, tendo os valores sido avaliados na escala da bacia hidrográfica. Eles determinaram uma massa de 0,1913 t/ha/ano em área de cobertura herbácea e de 3,8794 t/ha/ano em cultura arbórea.

Lisímetros têm sido utilizados para analisar o processo hidrológico, principalmente a evaporação e transpiração, desde sua concepção. O uso, em lisímetros, para avaliação da qualidade da água é recente, datado do final do século passado (Harsch et al. 2009, Goss et al. 2010).

Nos lisímetros equipamentos de monitoramento podem ser instalados, mesurando entradas e saídas de forma simples. Os resultados obtidos podem ser utilizados para validar modelos hidrológicos empíricos, conceituais ou de base física, bem como prever o funcionamento hidrológico em diferentes cenários ambientais. Permitem também, analisar os aspectos de geração de escoamento superficial, erosão de solos, transporte e a dispersão da poluição de origem difusa, associados a diversas espécies químicas, sobretudo os compostos de nitrogênio, fósforo e carbono. Aliando-se os estudos em lisímetros com simulações de chuva, é possível avaliar as diferenças em relação às concentrações e as massas transportadas pelo escoamento superficial e de drenagem interna do solo com condições de manejo distintas e de chuvas intensas simuladas.

O movimento da água no solo pode ser descrito por representações matemáticas que consideram a influência das principais propriedades hidrodinâmicas. Modelos podem ser utilizados para representar os fenômenos que controlam o movimento da água no solo e o conseqüente transporte de espécies físicas, químicas ou biológicas. Entre eles, têm-se os modelos de base física que representam o processo por expressões matemáticas fundamentadas fisicamente (Lal e Shukla, 2004; Richter e Timmermans, 2009).

A aplicação de modelos de base física requer o conhecimento de características do sistema modelado, tais como densidade, porosidade, condutividade hidráulica, curva de retenção de água no solo, entre outros. Além disso, é necessário realizar uma coleta de dados espaciais e temporais, tais como chuva, evapotranspiração, umidade do solo, escoamento superficial e de drenagem, de modo a avaliar a aplicabilidade do modelo selecionado. A partir desta avaliação, se o modelo apresentar boa eficiência, ele poderá ser utilizado para geração de cenários de uso e ocupação do solo, alterações de sistemas de manejo e de cultivo agrícolas, entre outros aspectos a serem simulados.

O modelo SWAP (Soil Water Air Plant) e o modelo ANIMO (Agricultural Nitrogen Model) têm sido utilizados para simulação do processo hidrológico e de transporte de espécies químicas no solo, respectivamente. O uso dos modelos SWAP e ANIMO para simulação do movimento de água e de espécies químicas no perfil do solo é escasso no Brasil e, principalmente, para as condições de chuvas intensas simuladas. O modelo SWAP foi utilizado por Louzada et al. (2008), para avaliação das condições de drenagem relacionadas ao trânsito de máquinas em solos de várzea. Scorza Junior et al. (2010) simularam com este mesmo modelo os perfis de umidade em Latossolo de Mato Grosso do Sul.

Os modelos SWAP e ANIMO foram acoplados para prever o transporte de nitrogênio em parcelas experimentais da Bulgária por Marinov e Roelsma (2005) e em escala de campo de Müncheberg na Alemanha por Kroes et al. (2007). Trabalhos mais recentes como de Stolk et al. (2011a,b) e Hendriks et al. (2011) integraram o SWAP-ANIMO para estudar o efeito do lançamento de gases do efeito estufa derivado da desnitrificação na agricultura ou influenciados pelo manejo do solo.

Na região Sul do Brasil, poucos estudos têm sido desenvolvidos no sentido de quantificar o transporte de espécies químicas pelo escoamento da água após a ocorrência de chuvas intensas, em áreas agrícolas. A quantificação do transporte destes compostos constitui importante informação para auxiliar os produtores e os gestores na tomada de decisões quanto à adoção de práticas de manejo dos solos, bem como, para a gestão sustentável dos recursos hídricos. Assim, este estudo visa avaliar as concentrações e as massas transportadas pelo escoamento superficial e de drenagem dos compostos de carbono e de compostos aniônicos, em diferentes solos do Sul do Brasil, com distinto manejo agrícola quando submetido a condições extremas de chuva. As espécies químicas nitrogênio e fósforo foram empregados na aplicação dos modelos de simulação numérica.

Além da motivação científica, o desenvolvimento deste trabalho teve como ponto de partida, os projetos de rede de pesquisa elaborados por Universidades do Sul do Brasil, em atendimento as chamadas públicas do MCT/FINEP/CT-Hidro/CNPq. Foi iniciado com o projeto “MATASUL: Rede de Pesquisa em Bacias Representativas e Experimentais no Bioma da Mata Atlântica, na Região Sul do Brasil”, aprovado em 2005, coordenado pelo IPH-UFRGS, envolvendo as Instituições dos Estados de Rio Grande do Sul (IPH/UFRGS e UFSM), Santa Catarina (FURB) e Paraná (UFPR). Na sequência, foram aprovados os projetos “INTEGRA Rede Cooperativa de Pesquisa em Disponibilidade Hídrica para Aplicação dos Instrumentos de Gestão de Recursos Hídricos - Quantidade e Qualidade de Água”, em 2007, coordenado pela UFSM, com a participação das instituições UFSM, UFRGS, FURB, UFPR, USP, UFMS. “CLIMASUL Estudo de Mudanças Climáticas na Região Sul do Brasil”, aprovado em 2008, coordenado pela FURB, com a participação das Universidades Federais UFSM, UFRGS, UFSC, UFPR e das empresas EPAGRI, EMBRAPA - Trigo e IAPAR, com a interveniência técnica do INPE.

## **1.2 Hipóteses**

O desenvolvimento deste trabalho foi baseado nas hipóteses seguintes:

- 1 - Lisímetros e simulação de chuva são ferramentas adequadas para o estudo de processos hidrológicos em solos no Sul do Brasil;
- 2 - As concentrações e as massas de espécies químicas transportadas pelo escoamento superficial e de drenagem são influenciados pelas intensidades da chuva e pelo manejo do solo;
- 3 - Modelos numéricos de simulação hidrológica unidimensional podem reproduzir com boa precisão o processo hidrológico e o transporte de espécies químicas em solos do Sul do Brasil para eventos de chuvas intensas extremas.

## **1.3 Objetivos**

Este trabalho tem por objetivo avaliar o processo hidrológico e o transporte de espécies químicas em solos do Sul do Brasil, com diferentes tipos de uso e ocupação do solo, quando submetidos à simulação de chuva de alta intensidade, em lisímetros volumétricos de drenagem nos quais as variáveis de entrada, de saída e de estado são controladas.

As etapas do trabalho são:

- 1 - Avaliar o escoamento superficial, a infiltração de água e a drenagem interna em solos do Sul do Brasil, utilizando lisímetros volumétricos de drenagem, submetidos a chuvas simuladas intensas;
- 2 - Determinar as concentrações e as massas de espécies químicas transportadas pelo escoamento superficial e de drenagem interna em solos do Sul do Brasil, utilizando lisímetros volumétricos de drenagem em condições de chuvas intensas simuladas, considerando sua magnitude e variações no manejo agrícola;
- 3 - Avaliar a aplicação de modelos unidimensionais de simulação hidrológica (SWAP) e do transporte de espécies químicas de nitrogênio e fósforo (ANIMO) para eventos de chuvas intensas.

#### **1.4 Estrutura e organização da tese**

O documento desta tese foi organizado em seis capítulos, sendo o primeiro composto pela introdução. O segundo capítulo apresenta o referencial teórico que apresenta a fundamentação teórica e o estado da arte do tema tratado. O terceiro descreve a área de estudo onde os experimentos foram desenvolvidos e o quarto descreve os materiais e métodos adotados no desenvolvimento dos experimentos, visando à obtenção de dados necessários ao alcance dos objetivos estabelecidos. O capítulo seguinte (5) descreve os resultados, discutindo-os frente ao conhecimento científico apresentado no referencial teórico. Ainda são apresentados os conteúdos de quatro artigos elaborados a partir dos objetivos específicos. Adotou-se esta forma de apresentação para evitar a repetição de conteúdo nos artigos. Nestes, parte dos materiais e dos métodos se repete, sobretudo, na descrição das áreas de estudos, dos procedimentos experimentais e analíticos realizados. A diferença aparece no tratamento dos dados.

Finalmente, o capítulo (6) apresenta as conclusões e as recomendações a partir do desenvolvimento do trabalho. Adicionalmente, apresenta-se a lista de referências citadas ao longo dos quatro primeiros capítulos.

## 2.0 REFERENCIAL TEÓRICO

### 2.1 Principais processos do ciclo hidrológico e balanço hídrico

A água encontra-se em movimento contínuo se deslocando da atmosfera para a superfície do solo, deste para o interior do solo, retornando a superfície e posteriormente a atmosfera, em um ciclo fechado denominado ciclo hidrológico. Nos diversos compartimentos (atmosfera, solo, rios, lagos, reservatórios, aquíferos) a água pode ser encontrada nos estados líquido, sólido ou gasoso.

Os componentes do sistema hidrológico são constituídos de entradas e saídas e têm como principais variáveis a chuva, a interceptação, a infiltração, a evaporação, a transpiração e os escoamentos superficial, sub-superficial e subterrâneo. Pode-se dizer que o ciclo hidrológico tem início no vapor de água presente na atmosfera, proveniente da evaporação da água dos oceanos e dos continentes sob a influência direta ou indireta da radiação solar. Parte da chuva que vai de encontro com a superfície terrestre sofre a evaporação e a interceptação feita pela cobertura vegetal que se encontra na superfície do solo. Subsequente, a água que não é interceptada, ou seja, aquela que atinge realmente o solo pode acumular-se nas depressões do solo, infiltrar-se ou escoar superficialmente. Quando a água infiltra, ela pode ficar armazenada no solo e sofrer evaporação direta ou evapotranspiração, ou pode percolar até o reservatório subterrâneo.

A quantidade de água no globo é constante (Sperling, 2006), mas com distribuição temporal e espacial variável, de forma que na escala da bacia hidrográfica é estabelecido balanço hídrico a diferente escalas temporais. A interpretação do balanço proporciona conhecimentos do funcionamento hidrológico de uma bacia hidrográfica. A equação geral do balanço hídrico pode ser expressa por:

$$P = Q + EVT + \Delta V \quad \text{Eq. 2-1}$$

onde,

$P$  – chuva (mm);

$Q$  - escoamento total (mm);

$EVT$  – evapotranspiração (mm);

$\Delta V$  - variação do volume de armazenamento (mm).

O escoamento total considera as contribuições do escoamento superficial, sub-superficial e subterrâneo. A evapotranspiração considera os fenômenos de evaporação da água do solo, da massa de água livre e o processo metabólico de transpiração vegetal. A variação de armazenamento representa a quantidade de água retida ou perdida na superfície e no interior do solo.

## **2.2 Infiltração de água no solo e escoamento superficial**

Entende-se como infiltração o processo de entrada da água na superfície do solo para o interior do mesmo através de um fluxo descendente. A infiltração não é um processo único, mas uma mistura de processos que envolvem tanto a gravidade quanto a força de atração entre as moléculas de água e as partículas do solo. À medida que a água penetra as camadas superiores do solo vão se umedecendo de cima para baixo, alterando com isso o perfil de umidade do solo. Esse processo ocorre em regime transiente. Após um determinado período de tempo de infiltração, num perfil de solo uniforme, a distribuição da umidade com a profundidade pode ser caracterizada por uma zona de saturação com umidade  $\theta_s$ , mais próxima da superfície, na sequência uma zona de transmissão, cuja umidade varia pouco ao longo da profundidade, logo abaixo uma zona de umedecimento, na qual a umidade decresce com a profundidade e, por último, tem-se uma frente de umedecimento onde a umidade sofre uma variação abrupta, representando o limite visível da movimentação da água no solo (Chow et al., 1995). Na Figura 2-1 é apresentada a evolução da umidade no perfil do solo quando submetida ao processo de infiltração de água no solo.

Segundo Libardi (1995) e Bernardo (1995), durante o processo de infiltração, estando o solo inicialmente seco, a taxa de infiltração tende a decrescer com o tempo, atingindo um valor constante, conhecido como taxa de infiltração mínima ou taxa básica de infiltração de água no solo, podendo ser considerada a propriedade que melhor reflete as condições físicas do solo, sua qualidade e estabilidade estrutural (Cabeda, 1984; Bertol et al., 2000; Angelotti Netto e Fernandes, 2005).

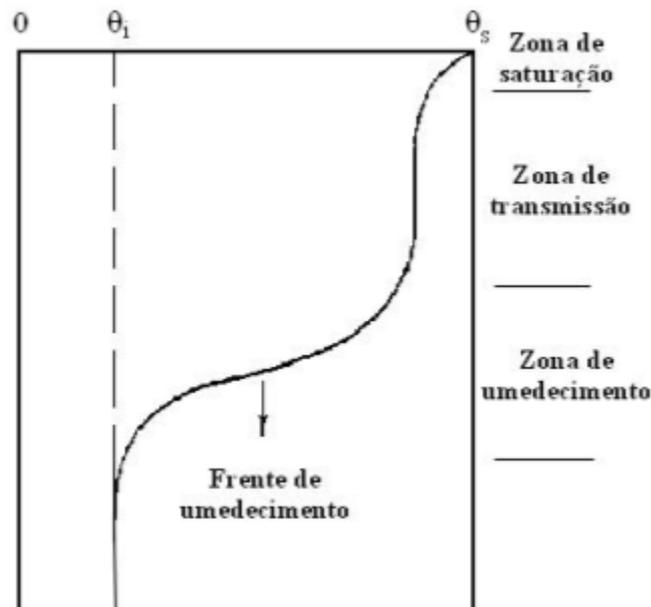


Figura 2-1 – Representação esquemática da variação do conteúdo de umidade no perfil do solo durante a infiltração (Fonte: Cecílio, 2002).

Os fatores relacionados à superfície interferem no movimento da água através da interface ar-solo. O manejo do solo afeta a capacidade de infiltração, interferindo nas propriedades do solo e nas condições da superfície (cultivos agrícolas e irrigação) (Cecílio, 2002). Câmara e Klein (2005), estudaram o efeito da escarificação nas propriedades de um Latossolo Vermelho Distrófico típico preparados com semeadura direta e com semeadura direta escarificado, com testes de infiltração, com uso dos cilindros concêntricos. Os autores constataram que a capacidade inicial, bem como, a final de infiltração, aos 120 minutos, foi afetada pelo manejo do solo, observando-se uma diferença na capacidade inicial de infiltração a favor da semeadura direta escarificado de 2,2 vezes e na taxa final de 3,77 vezes. Castro (1996) estudando o comportamento de Latossolo roxo, com simulação de chuvas, em solos trabalhados com escarificação na profundidade de 50 cm, arados na profundidade de 20 cm e, sob semeadura direta, concluiu que a infiltração é maior nos solos preparados com escarificação do que aqueles preparados com arado.

O escoamento superficial constitui uma fase importante do ciclo hidrológico. A sua geração é controlada por vários fatores físicos do solo, além das características de chuva (altura total e intensidade de chuva). De modo geral, tem sido aceito que dois processos são responsáveis pela geração do escoamento superficial. O primeiro processo, estabelecido por Horton (1933), ocorre quando a intensidade de chuva é maior

que a taxa de infiltração, por um tempo longo o suficiente para gerar a formação de empoçamento nas depressões, e depois o escoamento. O segundo é devido à saturação do perfil do solo (Dunne, 1978) podendo ocorrer para altas ou baixas intensidades de chuva. Nessa condição, o perfil do solo torna-se saturado devido à elevação do lençol freático, ou elevação da água no solo devido à presença de camada impermeável do solo, muito comum em planossolos com cultivo de arroz irrigado.

O volume e o tempo de empoçamento dependem da condição da superfície do solo que pode ser representada pela sua microtopografia (Appels et al., 2011; Thompson et al., 2010), conhecida como rugosidade superficial. Tem-se que quanto maior a rugosidade maior o tempo de empoçamento e, portanto, maior é o tempo de início do escoamento superficial (Darboux et al., 2001). As condições de rugosidade superficial do solo são mínimas quanto mais operações de preparo dito “secundário”, que corresponde às operações com uso de grade niveladora, ocorrerem. Além disso, a destruição dos agregados superficiais pelo impacto das gotas da chuva, quando o solo não se encontra protegido por resíduos ou plantas, também reduz a rugosidade superficial. Outro extremo é a semeadura direta, operação que apenas produz um pequeno revolvimento na linha de plantio. Por outro lado, quando equipamentos do tipo arado escarificador, sem o acompanhamento da grade niveladora, a rugosidade da superfície do solo pode ser considerada máxima.

Quando o volume da superfície de retenção de água precipitada é completamente preenchido, o excesso de água extravasa e uma poça se une às outras, dando início ao escoamento superficial. Essa condição depende de elementos estáticos ou estruturais, tais como topografia e propriedades da superfície do solo e do processo dinâmico ou funcional, como a capacidade de água para mover-se através da superfície do solo (Antoine et al., 2009). A rugosidade superficial, a presença de plantas e de resíduos na superfície do solo também oferece resistência hidráulica ao escoamento e dessa maneira, quanto maior o tempo de empoçamento, maior será a chance de a água empoçada infiltrar e retardar o tempo de início e o volume escoado superficialmente.

Quando o solo se encontra sem proteção, ou seja, sem presença de restos culturais e plantas, pode ocorrer, imediatamente após a primeira chuva, a formação de um selamento superficial, chamada de crosta superficial quando este é seco (Gumiere et al., 2009). Esse selamento superficial do solo refere-se à formação de uma camada delgada de partículas rearranjadas na superfície do solo caracterizada pela alta densidade, pequena porosidade e baixa capacidade de infiltração de água no solo

(Kinnell, 2009). Esse processo é decorrente do impacto das gotas de chuva através da ação física de desintegração dos agregados do solo e da ação físico-química, incluindo a dispersão de agregados, movimentação das partículas e floculação de partículas por cátions di-valentes. Deste modo, a obstrução dos poros forma uma camada menos permeável na superfície (Zejun et al., 2002; Zeiger e Fohrer, 2009; Bronick e Lal, 2009). Este selamento influencia diretamente na formação do escoamento superficial. No entanto, o processo de formação do selo, durante uma chuva, pode ser cíclico de modo que ele se forma e se desfaz dependendo das condições do escoamento superficial.

Estudos têm mostrado que o manejo do solo altera as relações entre as fases sólida, líquida e gasosa, afetando as propriedades físicas e hidráulicas do meio, devido às mobilizações efetuadas. Bertol et al. (2001) obtiveram maiores taxas de infiltração no sistema de semeadura convencional do que na semeadura direta e em campo nativo pastejado. Panachuki et al. (2011), comparando o manejo com semeadura direta, com e sem resíduos sobre a superfície do solo, mostraram que a primeira condição apresenta maior valor da taxa de infiltração básica. Sato et al. (2012) mostraram que diferenças da taxa de infiltração da água no solo podem estar associadas ao sistema radicular, influenciado pelo crescimento e pela distribuição das raízes. Tomasini et al. (2010) descreveram que o sistema de colheita mecânica reduz a taxa de infiltração de água no solo quando comparada com a colheita manual. Este resultado foi devido ao aumento da compactação do solo e a redução da macroporosidade produzida pelo peso dos equipamentos mecânicos, na camada logo abaixo da profundidade que o solo foi revolvido. Em geral, estes e outros estudos têm sido desenvolvidos em parcelas experimentais, implantadas em áreas com solos e/ou culturas específicas.

### **2.3 Movimento da solução no solo**

O movimento da solução no solo é um processo contínuo, que controla a dinâmica dos elementos químicos, a disponibilidade de espécies químicas e a satisfação da demanda hídrica (Netto et al., 2000). O movimento da solução no solo pode ser descrito por representações matemáticas que considerem a influência das principais propriedades hidrodinâmicas (Tucci, 2004). Este movimento pode ocorrer tanto em condições saturadas, situação onde todos os poros estão preenchidos com água, quanto

em condições não saturadas, quando apenas parte dos poros estão preenchidos com água.

A solução se movimenta das regiões de maior potencial total de água no solo para as regiões de menor potencial. Esse potencial total da água no solo é o resultado da atuação do potencial gravitacional e do potencial matricial, além dos potenciais de pressão e outros, que podem ser desprezados devido à pequena magnitude, como o potencial osmótico. O potencial gravitacional é baseado na posição da partícula de água dentro do campo gravitacional, sendo sempre positiva e orientada para baixo, fazendo com que a água tenha a tendência de se movimentar verticalmente ao longo do perfil. O potencial matricial ocorre em solos não saturados, que está relacionado com o conteúdo de umidade. O potencial de pressão ocorre quando é aplicada uma camada de água na superfície do solo.

O fluxo vertical da solução no solo pode ser matematicamente descrito pela equação de Darcy, como o produto do gradiente de potencial total de água no solo entre dois pontos no perfil do solo e a condutividade hidráulica deste solo (Libardi, 1995). A condutividade hidráulica saturada é um coeficiente que expressa a facilidade com que um fluido é transportado através de um meio poroso e que depende, portanto, tanto das propriedades do meio como das propriedades do fluido (Libardi, 2000).

A condutividade hidráulica é a propriedade do solo que apresenta maior variabilidade espacial. Constitui-se em um parâmetro importante para estudos de avaliação da redistribuição do fluxo de água no solo entre outros como: planejamento de sistemas de irrigação e drenagem, rebaixamento de lençol freático, movimento da água no interior do perfil do solo, nutrição de plantas, controle de erosão e poluição da água (Filizola, et al., 1997; Jong Van Lier e Libardi, 1999; Libardi, 2005). Destacam-se como principais parâmetros físicos do solo atuantes sobre a condutividade hidráulica o tamanho das partículas, o índice de vazios, a estrutura, a estratificação (disposição do solo em camadas) e o grau de saturação do solo.

A equação de Richard's é um modelo não-linear, com diferencial parcial, utilizado para descrever fluxos de água no perfil do solo como uma função da umidade volumétrica do solo ou gradientes de pressão (Biggs et al., 2008; Downer e Ogden, 2004). O movimento do soluto na matriz do solo pode ser resolvido numericamente usando o método de diferenças finitas (Van Dam e Fedde, 2000). A equação é expressa por:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial \left[ K(h) \left( \frac{\partial h}{\partial z} + 1 \right) \right]}{\partial z} - S_a(h) - S_d(h) - S_m(h) \quad \text{Eq. 2-2}$$

onde,

- $\theta$ : umidade volumétrica ( $\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$ );
- $K(h)$ : condutividade hidráulica ( $\text{cm dia}^{-1}$ );
- $h$ : potencial de pressão no solo (cm);
- $S(h)$ : taxa de extração do solo pelas raízes ( $\text{m}^3 \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ );
- $t$ : tempo (d);
- $z$ : posição vertical (cm);
- $S_a(h)$ : extração de água no solo pelas raízes ( $\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3} \text{ d}^{-1}$ );
- $S_d(h)$ : é a taxa de extração de descarga na camada insaturada ( $\text{d}^{-1}$ );
- $S_m(h)$ : é a taxa de troca com macro poros ( $\text{d}^{-1}$ );

O modelo SWAP aplica a equação de Richard's integralmente para solos insaturados, incluindo possíveis níveis transitórios. SWAP resolve a equação 2-2 numericamente, usando relações conhecidas entre  $\theta$ ,  $h$  e  $K$ .

Existem dois processos que explicam a retenção de água no solo. São eles: a capilaridade que ocorre nos microporos dos agregados, e a adsorção que ocorre na superfície das partículas sólidas (Libardi, 2005). Diferentes forças podem ocasionar a retenção de água no solo e combinadas formam o potencial mátrico do solo.

A textura, que relaciona a área de contato entre as partículas sólidas e a água determina, em boa parte, a distribuição dos diâmetros dos poros, a qual constitui o principal fator que afeta a retenção de água. Segundo Mesquita e Moraes (2004), o fluxo e a retenção dependem, além da textura, da profundidade, da estrutura e da porosidade do solo.

A curva de retenção da água no solo pode ser definida como sendo a relação funcional entre a quantidade de solução em um volume do solo em equilíbrio com a tensão aplicada. Estas são representadas respectivamente pela umidade volumétrica ( $\theta$ ) e pelo potencial matricial. A distinção que pode ser encontrada nestas curvas de retenção tem como principais responsáveis: a estrutura e textura do solo e o índice de vazios, entre outros fatores (Libardi, 2000).

## 2.4 Transporte de soluto no solo

A presença de espécies químicas no soluto do solo é oriunda do tipo de solo, das ações realizadas no preparo agrícola, da forma que é conduzida o manejo, do uso do solo movimentando-se em diferentes direções (Lee et al., 2002). O movimento de soluto no solo é resultante dos atributos físicos do solo, interagindo com os aspectos químicos que o compõem, podendo acelerar ou retardar seu transporte pelo escoamento da água ou por dispersão (Piguet et al., 2008, Silva e Silveira, 2002). A interação da água com a constituição organomineral promove o transporte de espécies químicas associados à sazonalidade, aos eventos de chuva, a períodos de estiagem, a presença de umidade, aos mecanismos de complexação e sorção/desorção e a própria variação climática. Fundamentalmente, o uso da superfície, como, a adição de fertilizantes minerais ou orgânicos, modifica a relação de constituição dos elementos no solo (Pédrot et al., 2008; Orioli et al., 2008; Chen et al., 2007; Probst et al., 1995). O uso do solo e as mudanças ocorridas na superfície modificam os aspectos hidrológicos e biogeoquímicos afetando a mobilização de sedimentos e o transporte de espécies químicas.

O processo de sorção (ligação físico-química de íons e moléculas na superfície de outra molécula) afeta o transporte de espécies químicas no solo. É dependente do pH devido ao próton ou um íon hidroxila pode trocar elétrons (Hardtle et al., 2007; Luchese et al., 2001). As minúsculas partículas coloidais das argilas silicatadas, denominadas micelas (micro-células), possuem, em geral, carga negativa. Por conseguinte, centenas de milhares de íons com carga positiva, são atraídas para cada cristal do colóide ( $H^+$ ,  $AlCP^+$ ,  $Ca^{2+}$  e  $Mg^{2+}$ ), o que ocasiona o processo conhecido como dupla camada iônica (Uehara e Gillman, 1981; Ciotta et al., 2003). As partículas coloidais são constituídas de camadas iônicas em seu interior, formando em essência um imenso ânion, cujas superfícies possuem carga negativa poderosa. A camada iônica exterior é formada por uma nuvem de cátions fracamente retidos, que são atraídos para as superfícies com carga negativa. Assim, uma partícula de argila é acompanhada por um número grande de cátions que são adsorvidos ou retidos pelas partículas de superfície (McGechan e Lewis, 2002; Blölsch, 2001; Cerdan et al., 2004).

## 2.5 Matéria orgânica e carbono orgânico total no solo

A matéria orgânica (MO) pode ser dividida em três compartimentos (Leite e Mendonça, 2003; Neto et al., 1996; Qualls, 2000): a) Ativo: constituído pela biomassa microbiana do solo e seus produtos, sendo de fácil decomposição e apresenta um curto tempo de reciclagem (1 a 5 anos), dependendo do ambiente e do conteúdo de areia; b) Lento: derivado de material vegetal resistente (lignina) e da MO química e fisicamente protegida, apresentando tempo de reciclagem intermediário (20 a 40 anos) e; c) Passivo: material muito resistente à decomposição, sendo quimicamente recalcitrante e protegido fisicamente, com longo tempo de reciclagem (200 a 500 anos). De acordo com Leite e Mendonça (2003), o carbono que sai do compartimento ativo é dividido em quatro diferentes fluxos, os quais incluem respiração microbiana, lixiviação de carbono orgânico solúvel e a estabilização de carbono nos compartimentos lento e passivo. Bayer (1996) ressalta que a taxa de matéria orgânica mineralizada no solo é maior para solos arenosos (média de 5% ao ano) do que para os argilosos (média de 1-3% ao ano). De acordo com Silva et al. (2004) a degradação da matéria orgânica resulta em elementos como o carbono (52-58%), oxigênio (34-39%), hidrogênio (3,3-4,8%) e nitrogênio (3,7-4,15%).

O ciclo do carbono no solo mostra que a MO é produzida e transformada em substâncias húmicas (húmus) e não húmicas (ácido fúlvico: solúvel em base e ácido; ácido húmico: solúvel em base e insolúvel em ácido; humina: insolúvel em base e ácido), permanecendo uma parte em solução do solo na forma de carbono orgânico e em carbono inorgânico (Thomas 1997; Suhett et al., 2004; Biddanda e Cotner, 2002). Durante a humificação, parte da matéria orgânica em suspensão associa-se fortemente às partículas minerais do solo, acumulando-se nas frações de maior densidade (Martin Neto et al., 2005). A matéria orgânica solúvel particulada é a porção lábil (espécie química pouco estável) e mais instável, que embora ocorra em menor quantidade é extremamente afetado pelas práticas de manejo. Assim, os resíduos orgânicos diminuem a densidade do solo e criam poros de tamanho grande que favorecem a entrada de ar e a drenagem de água (Bayer, 1996).

Existe uma correlação direta entre adições de carbono orgânico e redução da densidade do solo. Bronick e Lal e Schukla (2004) e Courtney e Mullen (2008) relatam que esta redução está ligada a diluição causada pela mistura do material orgânico

adicionado com a fração mineral mais densa do solo, permitindo assim, o aumento da porosidade e da aeração do solo (Tejada et al., 2008; Lakhdar et al., 2009).

A matéria orgânica se forma através da junção de colóides muito pequenos, capaz de ter uma capacidade de troca de cátions (CTC) grande e desta forma tem carga variável, geralmente negativa, com origem na dissociação de hidroxilas de grupamentos carboxílicos, fenólicos, enólicos, etc. (Frazão et al., 2008). A argila é a fração mais reativa no solo devido ao seu tamanho coloidal. Nesta fração estão os argilominerais e os óxidos de Fe e Al. Desta forma, solos mais argilosos devem apresentar maior teor de COT (Carbono Orgânico Total), principalmente, associado aos minerais, quando comparados a solos arenosos (Campos, 2006).

A influência da carga na superfície dos colóides é importante na condução do processo de transporte de solutos. As cargas podem ser permanentes ou variáveis. As cargas variáveis estão associadas à adsorção de íons. Além da capacidade de troca de cátions (CTC), algumas outras propriedades assumem também importância considerável, como plasticidade, coesão, dispersão e floculação. Todos são fenômenos de superfície, cujas intensidades dependem das quantidades e da natureza das interfaces dos grânulos. De acordo com Laegdsmand et al. (2005) e Persson et al. (2008), o carbono orgânico dissolvido pode estar associado às partículas e ser transportado em profundidade aderido aos colóides.

A textura do solo influencia a mineralização da MO de várias formas, a medida que o conteúdo de argila aumenta, cresce a área superficial da matriz mineral e o potencial de estabilização da MO (Scott et al., 1996), desde que os sítios de ligação ainda não estejam ocupados (Hassink e Whitmore, 1997; Ciotta, et al., 2003). A textura também influencia nos atributos físicos do solo, pela modificação na distribuição do tamanho e continuidade dos poros e na estabilidade dos agregados. Estes fatores alteram a disponibilidade de água no solo, a difusão de gases e o movimento de organismos no solo (Hassink et al., 1993) e conseqüentemente, o acesso microbiano a MO fisicamente protegida dentro dos agregados. O compartimento microbiano superficial, com taxa de reciclagem independente da textura do solo, é transferido diretamente para o compartimento lento de MO do solo (Barreto et al., 2006). As várias camadas do perfil do solo apresentam teores relativos de MO que, geralmente, decrescem com o aumento da profundidade. Na Figura 2-2 são esquematizados o processo primário, secundário e efeitos subsequentes da adição de resíduos orgânicos sobre o solo.

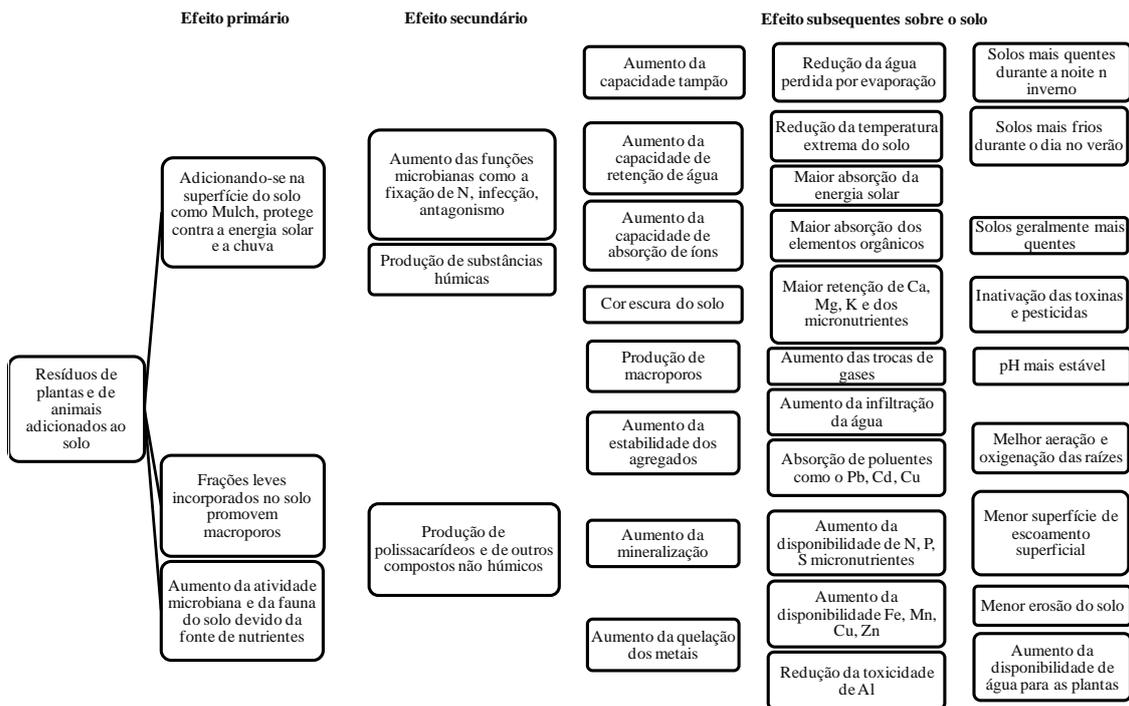


Figura 2-2 - Efeitos dos resíduos de plantas e de animais adicionados ao solo (Fonte: adaptado de Brady e Weil, 1999).

Perdas de carbono orgânico dissolvido podem ocorrer pela mineralização e imobilização (Qualls e Haynes, 1992; Yano et al., 2000), adsorvidas pelas partículas do solo (Kaiser e Sech, 1998; Qualls, 2000; Kaiser et al., 2001) e pela respiração. O carbono orgânico dissolvido é uma importante fonte de energia para sistemas terrestres e aquáticos, contribuindo para a acidez da água e afetando a complexação, solubilidade e mobilidade de metais.

## 2.6 Íons Aniônicos

Os íons aniônicos estão presentes no solo como macronutrientes ( $\text{PO}_4^{-2}$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{SO}_4^{-2}$  e  $\text{Cl}^-$ ), estando dissolvidos ou adsorvidos na matriz porosa do solo, em equilíbrio uns com os outros. A ciclagem e o comportamento desses elementos estão baseados no equilíbrio dinâmico entre as cargas negativas e positivas que o solo possui. As cargas positivas associadas com os hidróxidos de ferro e de alumínio permitem a adsorção de ânions (Börling, 2003), pela atração de cargas opostas. Por outro lado, esses ânions ficam sujeitos à substituição por outros, da mesma forma que cátions substituem, uns aos outros.

O nitrogênio é um nutriente extremamente dinâmico no perfil do solo, sendo muito afetado por condições climáticas. A maior concentração no solo está na forma de

nitratos. Solos de textura mais grosseira e de baixo conteúdo de matéria orgânica tendem a permitir maiores perdas de nitrato por lixiviação, pois tem maior infiltração, enquanto as menores perdas ocorrem em solos argilosos, que retém maior quantidade de água no solo, além da ação das cargas elétricas (Muchovej e Rechcigl, 1994; Melland et al., 2008). Solos com teores de argila elevados possuem maior capacidade de retenção de nitrogênio, principalmente na forma de  $\text{NH}_4^+$ , do que solos arenosos, devido à carga positiva das argilas que se atrai com a carga negativa do  $\text{NH}_4^+$ . Solos argilosos têm menor percolação no perfil e, conseqüentemente, menor mobilidade para as camadas inferiores (Araújo et al., 2004).

A mineralização do nitrogênio é influenciada pelo teor de água no solo, passando a diminuir, com o decréscimo da umidade. Teores de água acima da capacidade de campo proporcionam diminuição da taxa de mineralização devido à redução na concentração de oxigênio necessário às reações. A taxa de decomposição por bactérias aeróbias é superior a de bactérias anaeróbias, uma vez que aquelas são mais eficientes energeticamente. Nesta situação, ocorrem também microssítios anaeróbios e, conseqüentemente, denitrificação causada pelas bactérias anaeróbias.

O nitrogênio pode ser perdido no solo por processo de adsorção e fixação de amônio, imobilização por micro-organismos, mineralização, nitrificação, erosão, volatilização, lixiviação (Wiederholt e Johnson, 2005), absorção pelas plantas (Shen et al., 2003) e retenção nos sedimentos (Norsdtron e Hotta, 2004; Yano et al., 2000; Hermann et al., 2005; Sovik e Syversen 2008).

Há uma relação entre a mineralização da matéria orgânica e o nitrogênio disponível para as plantas, chamada de relação Carbono/Nitrogênio (C/N) (Figura 2-3). Mais de 80% do N presente na solução do solo está na forma orgânica (Qualls e Haynes, 1992). Em geral, de 20 a 30 Kg de nitrogênio por hectare são liberados para cada 1% de matéria orgânica mineralizada do solo. As transformações das formas de  $\text{NH}_4^+$  para  $\text{NO}_3^-$  são realizadas por bactérias dos gêneros *Nitrobacter* e *Nitrossomonas*.

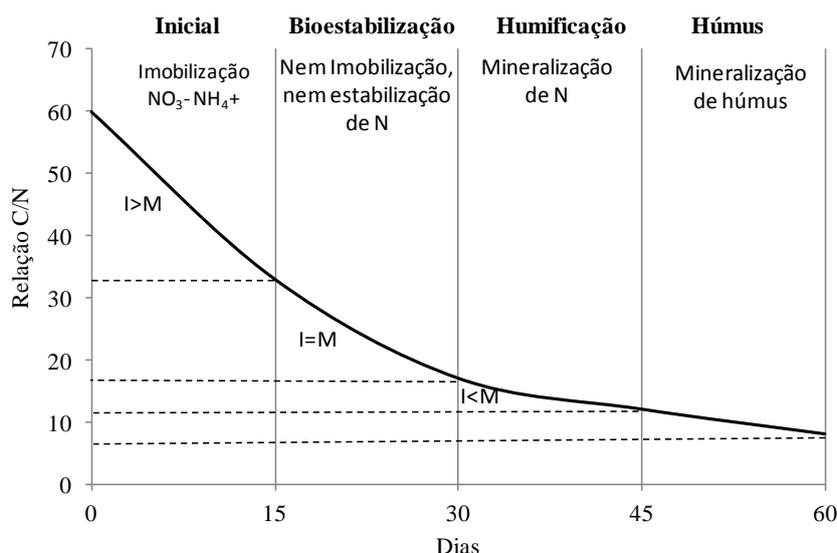


Figura 2-3 - Relação C/N e tendência a liberação ou imobilização do N do solo (Adaptado de Luchese et al., 2001).

Alguns íons, quando disponibilizados na solução do solo, são rapidamente deslocados no perfil, como é o caso do íon nitrato, que é altamente solúvel em água e apresenta grande mobilidade no solo (Costa et al., 1999). Devido ao predomínio de cargas negativas na camada arável, pela maior presença de ânions, a adsorção eletrostática de nitrato é insignificante. Desta forma, o íon nitrato permanece na solução do solo, o que favorece sua lixiviação no perfil.

As formas nítricas, quando aplicadas diretamente na formulação de fertilizantes ou produzidas por nitrificação do amônio, são rapidamente solubilizadas na solução do solo. Esta alta solubilidade e a fraca interação com a matriz porosa do solo possibilitam que o ânion acompanhe a frente de umedecimento da água no perfil. Assim, o nitrato tanto pode movimentar-se para baixo, com condição de excessiva chuva ou irrigação, quanto para cima, por capilaridade durante estações extremamente secas (Muchovej e Rechcigl, 1994). Em solos argilosos que tem carga positiva, os quais têm capacidade de troca aniônica não desprezível, o nitrato pode ser adsorvido (Costa et al., 1999).

As espécies vegetais da família das leguminosas e algumas outras espécies fixam o nitrogênio molecular (N<sub>2</sub>) em simbiose com microorganismos, absorvem o nitrogênio mineral, principalmente na forma nítrica e amoniacal, enquanto no solo predomina a forma orgânica (R-COOHNH<sub>2</sub>), o que implica necessariamente na ocorrência da transformação N-orgânico a N-mineral por via dos microorganismos heterotróficos.

O fósforo encontra-se na natureza, quase que exclusivamente, na forma de oxiânion (fosfato), cujos oxigênios apresentam alta reatividade com os grupos funcionais

dos colóides inorgânicos do solo. A maior parte do fósforo do solo constitui os compostos orgânicos como ácidos nucleicos, fitina e fosfolipídios, que reduzem a capacidade de fixação com ferro e alumínio devido à formação de complexos com os mesmos (Kjaergaard et al., 2004). A dinâmica do fósforo no solo está associada a fatores ambientais que controlam a atividade dos microrganismos, os quais imobilizam ou liberam os íons ortofosfato e, às propriedades físico-químicas e mineralógicas do solo (Santos et al., 2008). A lixiviação de fósforo é mais significativa em solos arenosos, mas também tem sido relatada em solos com maior teor de argila. Em solos tropicais, estudos sobre a lixiviação de espécies químicas normalmente não incluem fósforo como um nutriente lixiviado devido à sua baixa mobilidade (Wong e Rowell, 1994).

A movimentação vertical de fósforo em solos com textura argilosa e com altas concentrações de alumínio é reduzida em função da menor taxa de infiltração destes solos em relação aos argilosos, (Sims et al., 1998) ou pode ocorrer devido a existência de caminhos preferenciais (Beauchemin et al., 1996; Stamm et al., 2002; Basso et al., 2005; Godlinnski et al., 2008). O fósforo em solução tende a passar a forma lábil (Börling, 2003) e, esta, a forma não lábil no solo. De 15 a 80% do fósforo total encontrado no solo pode ser proveniente da matéria orgânica (Dalal, 1977; Rheinheimer e Anghinoni, 2003 e 2001). O fósforo orgânico é originário dos resíduos vegetais e animais aplicados no solo, do tecido microbiano e dos seus resíduos de decomposição (Gatiboni, 2003).

A maior parte do fósforo inorgânico ocorre na fração argila do solo, ligado ao cálcio ( $pCa$ ), ferro ( $pFe$ ), alumínio ( $pAl$ ) e em sua quase totalidade não está disponível às plantas (Bedin, et al., 2003). O fósforo disponível às plantas tende a ser facilmente fixado por argilas do solo devido à característica das cargas eletrostáticas (Santos et al., 2008; Kaiser e Sech, 2000). A dessilicação (perda de silício durante a mineralização) intensa provocada pelo intemperismo nos solos tropicais e subtropicais concentra, principalmente, óxidos de ferro e alumínio, os quais são responsáveis pela característica de alta capacidade de sorção de fósforo, tornando o solo fonte de fósforo (Novais e Smyth, 1999).

Em solos de acidez elevada tende a predominar a forma de ortofosfato primário ( $H_2PO_4^-$ ), e em solos alcalinos predomina o íon ortofosfato secundário ( $HPO_4^{2-}$ ). Em geral, o pH que proporciona maior disponibilidade de P está entre 6,0 e 6,5, pois nesta faixa de pH é minimizada a reação ou fixação do fósforo. O pH igual a 6,3 é

considerado o ideal para disponibilidade de fósforo para as plantas (Malavolta, 1985; Zhou, Tang e Wang, 2005).

O processo de sorção inicial do fósforo é rápido, havendo uma atração eletrostática inicial, seguida por uma troca de ligantes (quimiossorção), predominantemente covalente (Parfitt, 1978; Sposito, 1989). A capacidade de sorção de fósforo no solo depende da quantidade de sítios adsortivos. Estes são dependentes da mineralogia, da área superficial específica e da cristalinidade dos constituintes minerais do solo. A capacidade de sorção de um solo é influenciada pelo pH, pela quantidade de fósforo previamente sorvida e pela presença de ânions orgânicos, entre outros (Sposito, 1989; Novais e Smyth, 1999; Meurer, 2000; Rheinheimer, 2000). A matéria orgânica do solo também pode ser retida nas arestas dos minerais, a qual se torna mais negativa, aumentando a repulsão dos grupos fosfatos (Stevenson, 1994) e também assumindo um papel de bloqueadora dos sítios de absorção, dificultando assim o acesso do fósforo aos minerais (Almeida et al., 2003).

O fósforo particulado encontra-se ligado à fase sólida, incluindo o fósforo sorvido em partículas de solo e material orgânico erodido. Esta última forma representa 75 a 90% do fósforo transportado em solos cultivados (Sharpley e Halvorson, 1994). O fósforo particulado acumula-se nos leitos dos rios e serve como uma fonte ou estoque. Sua disponibilidade está associada ao processo físico-químico de sorção (Haygarth e Sharpley, 2000) e normalmente sua liberação é gradual (Correll, 1998). A disponibilização pode ocorrer através dos seguintes processos: físico-químicos, como dessorção (processo inverso da adsorção) e bioquímicos: processo de mineralização em que a liberação do fósforo decorrente da hidrólise (quebra da molécula devido presença da água) das ligações fosfato-éster, resultante do metabolismo de células vivas e da autólise (processo de autodestruição) das células.

O ânion sulfato ( $\text{SO}_4^{-2}$ ) é a forma mineral predominante de enxofre no solo, em condições aeróbicas, é a principal forma do elemento absorvido pelas plantas. A retenção desses íons pela fase sólida do solo exerce grande influência sobre sua disponibilidade para vegetais e sobre movimentação no perfil, podendo influenciar a lixiviação catiônica. Os ânions em geral, e principalmente o  $\text{SO}_4^{-2}$ , podem aumentar a mobilidade das bases no solo, ao atuarem como ânions acompanhantes, fazendo com que essas bases atinjam maiores profundidades (Caires et al., 2003). As reservas de enxofre orgânico nos solos sem a interferência do homem dependem basicamente dos teores e tipos de argilominerais e óxidos, os quais protegem a matéria orgânica ao

ataque microbiano, e das condições ambientais que aceleram ou retardam a atividade biológica.

Os ânions  $\text{SO}_4^{2-}$  e  $\text{NO}_3^-$  provenientes da mineralização dos resíduos orgânicos e dos fertilizantes podem promover, em determinadas condições, a movimentação descendente dos cátions básicos ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  e  $\text{K}^+$ ) no perfil, em virtude da associação iônica na solução do solo com a neutralização momentânea de cargas (Pirainen et al., 2009).

## **2.7 Uso e manejo do solo e tipo de cultivo**

A agricultura adota diferentes manejos de cultivo que interferem na qualidade do soluto percolado, retido, ou escoado superficial e sub-superficialmente. O direcionamento deste fluxo é influenciado pelas práticas culturais ou da vegetação presente e pelas características físicas e químicas do solo.

A semeadura direta se caracteriza por utilizar ferramentas que cortam o solo quebrando superficialmente a sua estrutura, em formato de um sulco para a semeadura dos grãos, porém sem revolver o solo e sem destruir os agregados, nas entrelinhas das culturas, deixando praticamente todos os resíduos da cultura anterior sobre o solo. Antes deste processo, um produto químico, dessecante, é aplicado nos resíduos (palha) das plantas que ficaram na superfície do solo após a colheita e que germinaram espontaneamente (ervas daninhas) para secagem completa. Só depois deste processo é feita a abertura do sulco e a semeadura.

O sistema convencional, que utiliza implementos como arado de discos, aiveca e grade pesada, seguido de gradagens leves, tem como característica principal o revolvimento da camada superficial do solo (aproximadamente 20 cm) e toda a área a ser cultivada, na qual o implemento agrícola atua com a incorporação total ou quase total do resíduo (Lucarelli, 1997).

O sistema intermediário, que é chamado de cultivo mínimo, apresenta uma interferência na superfície do solo maior do que a semeadura direta e menor do que o sistema convencional. Os sistemas de preparo afetam as características físico-hídricas do solo (Alves e Cabeda, 1999; Medeiros et al., 2009).

O atual cenário de uso do solo possibilita diferentes formas de manejo. Os sistemas de cultivo ganham atenuâncias e variâncias associadas ao uso de elementos químicos e orgânicos de fertilização, dependendo da disponibilidade de tecnologias e

tendo interferências diretas e indiretas na manutenção das características dos solos. As operações de preparo provocam alterações, as quais influenciam na disponibilidade de água no solo, modificam a estrutura, a porosidade total, a densidade, a resistência do solo a penetração, a distribuição do diâmetro dos poros e a porosidade de aeração (Castro, 1995; Alves e Cabeda, 1999; Medeiros et al., 2009; Hillel, 1998; Lal e Schukla 2004; Lanzasova et al., 2007).

Taconet e Ciarletti (2007) afirmam que o processo hidrológico é controlado diretamente pela microtopografia do terreno. Na semeadura convencional, a superfície apresenta depressões que promovem a retenção da água, formando empoçamentos (Carvajal et al., 2006; Lal e Schukla 2004; Walter et al., 2003; Borselli e Torri, 2010). Neste sistema, o revolvimento do solo proporciona aumento da rugosidade, o que aumenta o tempo de resposta para iniciar efetivamente o escoamento superficial, devido à criação de empoçamentos (Darboux e Huang, 2005; Fox et al., 1998). A heterogeneidade e a descontinuidade de poros no perfil limitam a transmissibilidade horizontal ou vertical (Kohne et al., 2009; Vogel 2002; Deurer et al., 2003; Anderson et al., 2000; Vogel et al., 2006). Lanzasova et al. (2007) e Barcelos et al. (1999) mostram que a manutenção de restos vegetais na superfície do solo utilizado no sistema semeadura direta, e a melhoria nas condições químicas, facilitam a presença de galerias, pequenos poros interconectados e outras condições que aumentam a infiltração neste tipo de sistema. Solos desnudos, em parte do ano, cultivados no sistema convencional, são afetados por fatores que culminam em não apresentar essas características.

Ramos et al. (2003) e Schick et al. (2000) relatam que a ação do impacto da gota de chuva sobre o solo rompe os agregados mais frágeis e promove o depósito de argila nas depressões, provocando a diminuição da taxa de infiltração. Quando a energia aplicada é pequena, ou quando a superfície do solo é protegida por restos culturais, não ocorre o selamento, o evento posterior produz um efeito de aumento do escoamento de percolação. Ben-Hur e Lado (2008) argumentam que a energia cinética das gotas de chuva aplicada na superfície quando superada pela energia de resistência desta camada, pode provocar o rompimento do selo, aumentando a taxa de infiltração de água no solo novamente. A cobertura do solo diminui a formação da crosta superficial, pela manutenção da umidade do solo (Blavet, 2009).

A intensidade da chuva e sua energia cinética influenciam na dispersão da argila, podendo, em um mesmo evento, aumentar o coeficiente de escoamento. O aumento da energia cinética leva à formação e ao aumento da espessura do selo superficial, que,

após atingir um valor máximo, irá decrescer, mesmo com o aumento desta energia, em decorrência do desgaste deste selo provocado pelo aumento da tensão cisalhante do escoamento superficial. Ben-Hur et al., (1998) mostraram que a compactação da superfície influencia a permeabilidade dos solos Vertissol e que o impacto das gotas resulta em menor permeabilidade que a provocada pela compactação mecânica.

O desprendimento da partícula de argila pode entupir os canalículos do solo devido à iluviação de argila fina e posterior ajuste face a face da caulinita e ao deslocamento do ferro, causando um adensamento da camada superficial (Lima et al., 2010, Lal e Schukla 2004). Além deste adensamento, as mudanças químicas provocadas pela manutenção de restos culturais e pelo aumento da matéria orgânica, causadas pelos diferentes sistemas de cultivo, têm influência marcante sobre o efeito do impacto das gotas de chuva, sobre a dispersão das partículas finas e sobre o processo de agregação e desagregação do solo (Campos, 2006, e Bronick e Lal, 2009). De acordo com Bohl e Roth (1993), a infiltração e o escoamento superficial são influenciados pela formação de selo ou crosta e, portanto, a estrutura da superfície do solo é um dos principais fatores de controle do escoamento superficial e da erosão hídrica em solos cultivados (Farres, 1987; Lecomte et al., 2001), resultando em efeitos irreversíveis de degradação do solo (Lal, 1990).

## **2.8 Lisímetro**

Lisímetros são recipientes preenchidos com solo localizados no campo para representar o meio, com superfícies vegetadas (culturas ou grama) para a determinação da evapotranspiração das culturas em crescimento ou cultura de referência (Aboukhaled et al. 1986).

Os lisímetros têm sido utilizados por quase três séculos (Gebet e Cuenca, 1991) para estudo de percolação de água através do solo. Também são utilizados para estudos de evapotranspiração (Harsch et al., 2009), para monitorar o destino e a mobilidade dos contaminantes (Ludwig et al., 2000; Abid e Lal, 2009; Mertens et al., 2009) e para avaliar os modelos de transporte de solutos (Schoen et al., 1999; Jon van Lier et al., 2008). Os lisímetros também são utilizados para o estudo do movimento de pesticidas, de espécies químicas, de vírus e de bactérias (Ludwig et al., 2000, Hansen et al., 2000, Harsch et al., 2009).

Os lisímetros podem ser classificados de acordo com diferentes critérios, tais como o tipo de bloco de solo utilizado (monolítico ou reconstituído), drenagem (drenagem por gravidade ou a vácuo, ou um lençol freático pode ser mantido) e lisímetros de pesagem (por exemplo, em lisímetros monolíticos) (Figura 2-4).

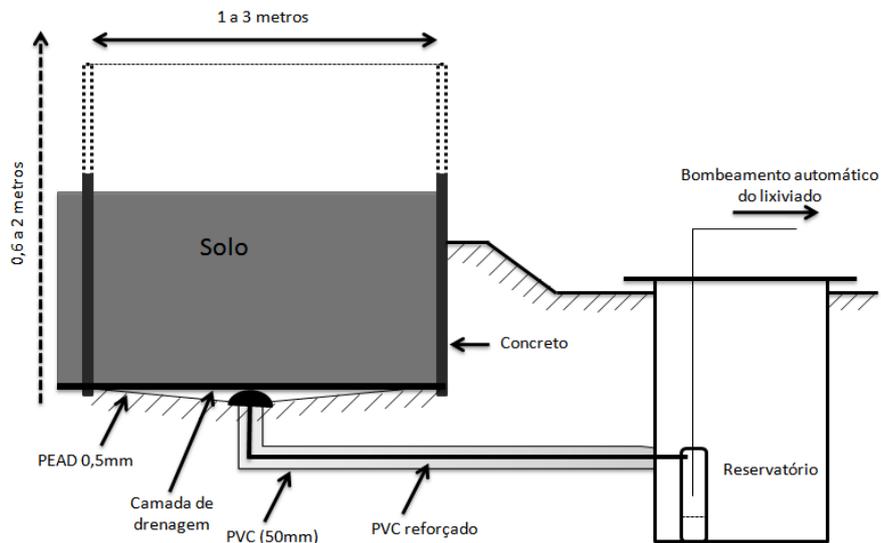


Figura 2-4 - Lisímetro usado em larga escala (Adaptado de Hjelm, 1990).

Alguns autores já na década de 70, como Till & McCabe (1976) discutem a validade dos resultados dos lisímetros, devido à ocorrência de fluxo pelas paredes dos lisímetros. Isso ocorre devido a canalização de água artificial a ocorrência de espaço de ar entre o material de ensaio e a parede interior do lisímetro. Estes espaços de ar servem como circuitos de fluxo artificiais que permitem o fluxo rápido da água e, assim, o transporte de solutos. Fluxo preferencial pode afetar a condutividade hidráulica e as taxas de lixiviação a ser sobrestimado, e, nesse caso, as condições lisimétricas não são representativas das condições de campo (Corwin, 2000). Várias tentativas já foram feitas para diminuir esse efeito. Uma delas é o aumento da área de captação do lisímetro e que com um metro quadrado já se torna representativo (Corwin, 2000; Hansen et al., 2000; Harsch, et al., 2009; Goss et al., 2009 e 2010). Para diminuir os espaços de ar após a instalação do lisímetro, no caso da coleta indeformada, é recomendado utilizar cintas de amarração, que comprimem a parede do lisímetro com solo. Outra forma é a adoção do uso do revolvimento do solo na superfície logo após a instalação. Manter uma área externa com o manejo igual a do interno, pode diminuir o efeito de *oásis*.

No Brasil os lisímetros começaram a ser utilizados a partir de 1940 (Grohmann et al., 1951). Inicialmente o objetivo era avaliar o balanço hídrico do solo. A Europa possui mais de 2450 lisímetros instalados e, somente a Alemanha tem mais de 1260 lisímetros (Lanthaler, 2006; Harsch et al., 2009). Isto mostra que o estudo com o uso de lisímetros é considerado fundamental para avaliar o processo que ocorrem em meios porosos. Na década passada houve uma tentativa de relacionar os lisímetros, principalmente os de campo, coletando amostras indeformadas, com o transporte de nutrientes (Schoen et al. 1999) e mobilidade de contaminantes (Ludwig et al. 2000).

O uso dos lisímetros pode ser associado ao uso de simuladores de chuva, os quais permitem o controle das variáveis envolvidas. O uso de simulador de chuva em lisímetro permite avaliar em escala de tempo reduzido as características hidráulicas do escoamento superficial e de drenagem. As séries de dados podem ser empregadas na aplicação de modelos numéricos de simulação hidrológica e do transporte de espécies químicas. Boesten (2007) simulou pesticida em lisímetros usando como modelo hidrológico o SWAP. Irmak e Kamble (2009) e Ma et al. (2011) calcularam a demanda evaporativa através de ajustes de algoritmos e da irrigação.

## **2.9 Modelagem hidrológica e deslocamento de espécies químicas no solo**

Modelos são utilizados para representar os fenômenos que controlam o movimento da água no solo e conseqüentemente o transporte de espécies físicas, químicas e/ou biológicas. O transporte é desenvolvido pelos mecanismos de advecção (movimento de massa) e de dispersão. Na dispersão atua a difusão molecular, a estratificação de velocidade e de concentração e a tortuosidade do meio poroso. No processo de transporte de espécies químicas, as reações químicas e bioquímicas e os fenômenos de sorção agem como processo reativo.

Os modelos podem ser de base física, conceitual e/ou empírica (Köhne et al., 2009; Knapen, et al., 2007; Vente e Poesen, 2005; Herbst et al., 2005). As diferenças entre eles geram necessidades de informações especializadas (Aydin, 2008). Os modelos de base física são mais completos, quando comparados aos outros, pois simulam os processos por expressões matemáticas fundamentadas fisicamente (Lal e Shukla, 2004; Richter e Timmermans, 2009).

Os modelos SWAP - Soil Water Air Plant e ANIMO - Agricultural Nutrient Model são modelos de simulação dinâmica unidimensional: O SWAP simula a parte

hidrológica e a temperatura nos solos, o ANIMO simula os ciclos de espécies químicas e sua lixiviação para as águas subterrâneas. Os dois modelos têm sido usados em conjunto para simular o transporte de nitrogênio em parcelas experimentais da Bulgária por Marinov et al. (2005), na bacia do rio Volga por Bondarik (2002), em solos arenosos nos Países Baixos por Wolf et al. (2005), em escala de campo de Müncheberg na Alemanha por Kroes et al. (2007). Bondarik e Koryagin (2004) estudaram cenários e a utilização de fármacos em Moscow. Eitzinger et al. (2004) e Wu e McGechan (1998), consideram entre diversos modelos que o acoplamento do modelo SWAP e do modelo ANIMO gera os melhores resultados para transportes de solutos no solo. Trabalhos mais recentes como de Stolk et al. (2011a e 2011b) e Heindriks et al. (2011) integraram o SWAP-ANIMO para estudar o efeito do lançamento de gases do efeito estufa derivado da desnitrificação na agricultura ou influenciados pelo manejo do solo.

Neste trabalho foram usados os dois modelos hidrológicos para simulação do fluxo de soluto e transporte de espécies químicas no solo do lisímetro com série completa de dados hidrodinâmicos e de concentrações. O modelo SWAP foi utilizado para modelagem hidrológica no solo e o modelo ANIMO para simulação do transporte de solutos. A seguir estes dois modelos serão detalhados.

#### **a) Modelo SWAP**

O modelo SWAP (Soil-Water-Atmosphere-Plant) simula o fluxo de água, o transporte de solutos e o crescimento de plantas no solo (Kroes et al., 2008). Na Figura 2-5 são apresentados os fenômenos considerados. O modelo é de base física (Van Dam, 2000) e descreve o fluxo de água usando a equação de Richard's, considerando o fluxo unidimensional, vertical e transitório. Esta expressão matemática resulta da combinação da equação de Darcy com a equação de continuidade, permitindo simular o fluxo de água e a retirada pelas raízes das plantas.

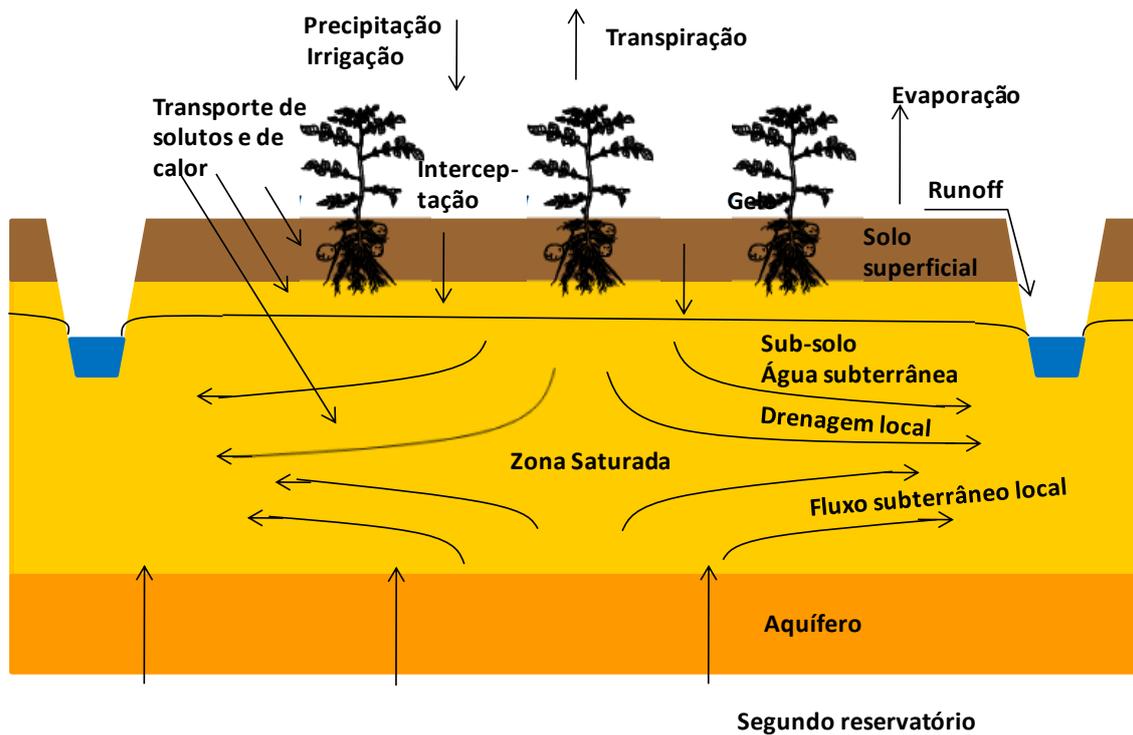


Figura 2-5 - Domínio do modelo e os processos de transporte do SWAP (Adaptado de Kroes et al., 2008).

A equação de Richard's (Eq. 2.2) é um modelo não-linear, com diferencial parcial para descrever os fluxos de água no perfil do solo como uma função da umidade volumétrica do solo ou gradientes de pressão da água (Biggs et al., 2008; Downer e Ogden, 2004). O movimento da água na matriz porosa do solo é resolvido numericamente usando o método de diferenças finitas (Van Dam e Fedde, 2000).

As funções hidráulicas da curva de retenção  $\theta(h)$  e  $K(h)$  propostas por Van Genuchten (1980) são usadas pelo modelo SWAP. Elas são expressas por:

$$\theta(h) = \theta_r + \frac{\theta_s - \theta_r}{(1 + |\alpha h|^n)^{1-1/n}} \quad \text{Eq. 2-3}$$

$$K(h) = K_s \frac{((1 + |\alpha h|^n)^{1-1/n} - |\alpha h|^{n-1})^2}{(1 + |\alpha h|^n)^{(1-1/n)(\lambda+2)}} \quad \text{Eq. 2-4}$$

onde,

$\theta$  - teor de umidade do solo ( $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ );

$\theta_r$  - teor de umidade residual do solo ( $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ );

$\theta_s$  - umidade do solo saturado ( $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ );

$K_s$  - condutividade hidráulica saturada (cm dia<sup>-1</sup>);

$h$  - pressão capilar (cm);

$\alpha$  (cm<sup>-1</sup>),  $\lambda$  (ad.) e  $n$  (ad.) - parâmetros de ajuste;

$l$  - parâmetro de conectividade dos poros.

A taxa de absorção de água pelas plantas é dada pela expressão:

$$S = \alpha_{red} S_p \quad \text{Eq. 2-5}$$

onde,

$S_p$  - taxa potencial de absorção de água (dia<sup>-1</sup>);

$\alpha_{red}$  - fator de redução (ad.).

A máxima extração possível de água pelas raízes é igual à taxa de transpiração potencial  $T_p$  - (cm dia<sup>-1</sup>), governado pelas condições atmosféricas. Levando em conta a distribuição da densidade de comprimento radicular, o potencial de extração radicular para certa profundidade é dada por:

$$S_p(z) = \frac{l_{root}(z)}{\int_{-D_{root}}^0 l_{root}(z) dz} T_p \quad \text{Eq. 2-6}$$

onde,

$S_p$  - taxa potencial de absorção de água (dia<sup>-1</sup>);

$T_p$  - taxa de transpiração potencial (cm dia<sup>-1</sup>);

$d_z$  - espessura da camada de raiz (cm);

$l_{root}$  - densidade de raiz (%)

A densidade de raiz é informada ao modelo, utilizando-se referências de estudos de densidade radicular para cada cultura, obtida em experimentos de campo.

Com base no cálculo da taxa de evapotranspiração potencial ( $ET_p$ ), utilizando o método de Penman-Monteith,  $T_p$  é obtido por:

$$T_p = (1 - fw)ET_p - E_p \quad \text{Eq. 2-7}$$

onde,

$T_p$  - taxa de transpiração potencial, cm dia<sup>-1</sup>;

$f_w$  - fração do dia que o dossel está molhado (ad.);

$ET_p$  - taxa de evapotranspiração potencial (cm dia<sup>-1</sup>);

$E_p$  - taxa de evaporação potencial do solo, cm dia<sup>-1</sup>.

A evaporação potencial do solo corresponde a uma parcela da evapotranspiração potencial, que varia em função do índice de área foliar da planta. Ela pode ser calculada por:

$$E_p = e^{-k.LAI} ET_p \quad \text{Eq. 2-8}$$

onde,

$E_p$  - taxa de evaporação potencial do solo (cm dia<sup>-1</sup>);

$ET_p$  - taxa de evapotranspiração potencial (cm dia<sup>-1</sup>);

$k$  - coeficiente de extinção para a radiação solar global (ad.);

$LAI$  - índice de área foliar (ad.).

O LAI é informado ao modelo através dos resultados de experimentos obtidos para cada cultura. Todavia, a interceptação é calculada pelo crescimento da vegetação, através da expressão de interceptação de Von Hoyningen-Hüne (1983) e Braden (1985):

$$P_i = \alpha.LAI \left( 1 - \frac{1}{1 + \frac{b.P_{gross}}{\alpha.LAI}} \right) \quad \text{Eq. 2-9}$$

onde,

$P_i$  - interceptação (cm d<sup>-1</sup>);

$LAI$  - índice de área foliar (ad.);

$P_{gross}$  - chuva (cm d<sup>-1</sup>);

$\alpha$  - coeficiente empírico (cm d<sup>-1</sup>);

$b$  - fração de cobertura de solo (ad.).

Na maioria das culturas o coeficiente  $a = 0.025 \text{ cm d}^{-1}$ . O coeficiente  $b$  corresponde a fração de cobertura de solo e, quando a LAI é fornecida,  $b$  é estimada através da expressão:

$$b = 1 - e^{-k_{gr} LAI} \quad \text{Eq. 2-10}$$

onde,

- $b$  - fração de cobertura do solo (ad.);
- $k_{gr}$  - coeficiente de extinção solar (ad.).

O escoamento superficial ocorre quando a chuva excede a capacidade de infiltração. Dois fenômenos já descritos, Hortoniano e Dunniano, podem ocorrer. O SWAP tem diferentes tipos de interconexão da composição da água no solo/drenagem e superficial, com diferentes opções para promover o escoamento superficial, como modelo não linear para armazenamento e estocagem em condições de campo, fluxo interno e funções não lineares para escoamentos de drenagem. O escoamento superficial é expresso pela equação:

$$q_{\text{superficial}} = \frac{1}{\gamma} (\max(0, (h_0 - h_{0,\text{entrada}})))^\beta \quad \text{Eq. 2-11}$$

onde,

- $q_{\text{superficial}}$  - escoamento superficial (cm);
- $h_0$  - empoçamentos na superfície do solo (cm);
- $h_{0,\text{entrada}}$  - parâmetro inicial de rugosidade do solo (cm);
- $\gamma$  - parâmetro da resistência ( $\text{cm}^{\beta-1}$ );
- $\beta$  - expoente (ad.)

A passagem de água no solo é calculada com o fluxo de umidade do solo, considerando no lisímetro um orifício aberto na parte inferior, localizado a  $z$ . Uma vez que a resistência ao escoamento da saída é desprezivelmente pequena, não há valores de pressão a ser construída na parte inferior do solo. Dentro do ciclo de interação para resolver a expressão numérica da equação de Richards (equação 2.2), é verificado se o fluxo ou a condição de fronteira é superado. Quando  $h_n^{j+1} + \frac{1}{2} \Delta z_n < 0$  o fluxo é igual à

zero, no entanto quando  $h_n^{j+1} + \frac{1}{2} \Delta z_n$  tende assumir valores maiores que zero, a pressão na posição ( $h$ ) é ajustada para zero. A solução numérica:

$$h_n^{j+1} + \frac{1}{2} \Delta z_n < 0 \rightarrow F_n = \frac{\Delta z_n}{\Delta t^j} (\theta_n^{j+1} - \theta_n^j) - K_{n-\frac{1}{2}}^{j+K} \left( \frac{h_{n-1}^{j+1} - h_n^{j+1}}{\frac{1}{2} (\Delta z_{n-1} + \Delta z_n)} + 1 \right) + \Delta z_n (S_{a,n}^{j+K} + S_{d,n}^j + S_{m,n}^{j+1}) \quad \text{Eq. 2-12}$$

$$h_n^{j+1} + \frac{1}{2} \Delta z_n \neq 0 \rightarrow F_n = \frac{\Delta z_n}{\Delta t^j} (\theta_n^{j+1} - \theta_n^j) - K_{n-\frac{1}{2}}^{j+K} \left( \frac{h_{n-1}^{j+1} - h_n^{j+1}}{\frac{1}{2} (\Delta z_{n-1} + \Delta z_n)} + 1 \right) + K_{n+\frac{1}{2}}^{j+K} \left( \frac{h_n^{j+1}}{\frac{1}{2} \Delta z_n} + 1 \right) + \Delta z_n (S_{a,n}^{j+K} + S_{d,n}^j + S_{m,n}^{j+1}) \quad \text{Eq. 2-13}$$

Os parâmetros hidráulicos do solo podem ser especificados pelo usuário ou obtidos de outra forma, tais como conectividade dos poros, pressão capilar, parâmetros de contorno, entre outros. O modelo SWAP permite a definição de até 10 camadas de solo com diferentes propriedades físicas para as quais a modelagem dos fluxos de água é realizada. Os dados fornecidos ao modelo de vegetação são referentes a diferentes estádios de desenvolvimento da cultura (índice de área foliar, altura da planta, desenvolvimento radicular).

As condições de contorno utilizadas neste trabalho foram: o escoamento de drenagem foi considerado na base do lisímetro (93 cm de profundidade), foi escolhida a condição de simulação de drenagem livre, a tensão matricial adotada foi de zero cm na superfície do solo e de -1000 cm na base do lisímetro, os dados da cultura (densidades das raízes, índice de área foliar, profundidade da zona radicular, duração de ciclo da cultura, etc...) foram retiradas da literatura.

O estresse devido ao déficit hídrico, períodos úmidos e/ou altas salinidades pode reduzir a quantidade de água extraída pela raiz. A redução devido ao estresse hídrico é descrita pela função proposta por Feddes et al. (1978), com concepção macroscópica e/ou, em nova versão de acordo com Jong Van Lier et al. (2008) com concepção microscópica. A taxa de transpiração é calculada com base na taxa atual de extração da água do solo, ao longo de toda a profundidade de enraizamento. A relação entre a transpiração potencial e a transpiração real é usada para calcular a produção real de

biomassa. A evapotranspiração potencial é calculada com a equação de Penman-Monteith utilizando dados meteorológicos diários.

### **b) Modelo ANIMO**

O modelo ANIMO (Agricultural Nutrient Model) foi desenvolvido pelo Instituto Alterra para apoiar a agricultura sustentável. Destina-se a avaliações locais e regionais em relação à poluição das águas superficiais e subterrâneas, por espécies químicas de nitrogênio e fósforo em áreas agrícolas. Ele descreve os ciclos biogeoquímicos da matéria orgânica, do nitrogênio e do fósforo. O transporte do soluto é unidimensional, mas ocorre descarga de água na superfície, baseado em um conceito de pseudo bidimensional. O modelo foi descrito por Groenendijk e Kroes (1999) e tem sido aplicado em um grande número de projetos de pesquisa.

O modelo ANIMO foi escolhido para fazer a simulação do nitrogênio e do fósforo devido a representação do ciclo do carbono. Esse elemento é adicionado através do ciclo da cultura e também com adição de fertilizantes de origem animal, presente na região de implantação dos estudos e aplicados sobre os lisímetros.

A estrutura do modelo é definida como sendo de multicamadas, acoplado ao modelo hidrológico. A entrada de dados hidrológicos (fluxo de água e umidade do solo) é fornecida por um modelo externo que no caso é o modelo SWAP. Na Figura 2-6 é apresentado o detalhamento do funcionamento do modelo.

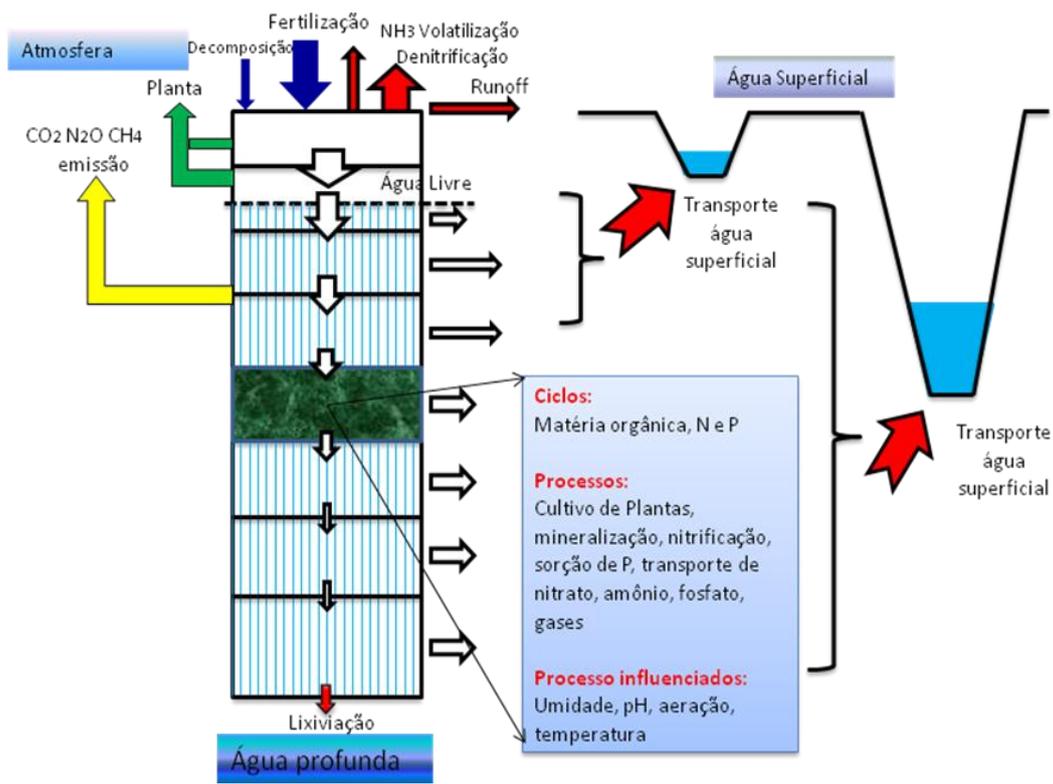


Figura 2-6 - Rotas de transporte de nitrogênio e fósforo e processos correlatos incluídos no modelo ANIMO (Adaptado de Renaud et al., 2005).

O modelo tem por base as equações de conservação de massa e de transporte. Isto permite um cálculo simultâneo das concentrações nas diferentes camadas do solo durante a execução dos processos de transporte e de transformação, sendo resolvido analiticamente para cada camada e em cada intervalo de tempo. O balanço de massa é expresso por:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = -\frac{\partial Js}{\partial z} + R_p - R_d - R_u - R_x \tag{Eq. 2-14}$$

onde,

- $c$  - concentração da substância no solo ( $\text{Kg m}^{-3}$ );
- $Js$  - fluxo de massa vertical ( $\text{Kg m}^{-2} \text{d}^{-1}$ );
- $R_p$  - termo fonte da produção ( $\text{Kg m}^{-3} \text{d}^{-1}$ );
- $R_d$  - termo decomposição ( $\text{Kg m}^{-3} \text{d}^{-1}$ );
- $R_u$  - termo retirada da planta ( $\text{Kg m}^{-3} \text{d}^{-1}$ );
- $R_x$  - termo do fluxo de material lateral ( $\text{Kg.m}^{-3} \text{d}^{-1}$ );
- $Z$  - espessura da camada de solo (m);

$t$  - tempo (d).

O modelo ANIMO gera balanço de massa e variáveis de estado em intervalo de tempo definidos pelo usuário. A atribuição de valores iniciais para a matéria orgânica e *pools* (fontes ou depósitos) de fosfato tem uma grande influência sobre os resultados da simulação final. Mesmo os resultados de estudos de cenários de longo prazo podem ser afetados pelas estimativas iniciais da matéria orgânica e as formas de disponibilização de fosfato.

A possibilidade de definir um número de classes para representar uma parte do material permite a simulação matemática da decomposição com curvas empíricas como apresentado por Kolenbrander (1969) e Janssen (1986). O modelo de Janssen sugere certa transferência de material orgânico em outro tipo de material, em relação à taxa de decomposição. A essência deste modelo é o uso de uma relação geral entre  $\log(k)$  e  $\log(t)$  para todos os materiais orgânicos.

A matéria orgânica dissolvida resulta de adições e processo de dissolução do ciclo do carbono (Figura 2-7). Quatro substâncias orgânicas destacam-se como parâmetros do modelo de entrada:

- Matéria orgânica fresca que consiste principalmente de raízes e outros resíduos agrícolas após a colheita e da parte orgânica do lixiviado. A turfa também é considerada como matéria orgânica fresca. A matéria orgânica fresca pode ser dividida em inúmeras frações. Cada fração é caracterizada por uma taxa de decomposição de primeira ordem e um conteúdo de N e P.
- Exsudatos de raiz são compostos orgânicos excretados pelas raízes vivas e de células de raízes mortas descartadas pelas plantas. Estes produtos são adicionados ao solo continuamente enquanto as raízes vivas estão presentes.
- Matéria orgânica dissolvida é aplicada como a fração líquida de adubo orgânico e pode ser derivada da matéria orgânica fresca.
- Húmus e biomassa viva são compostos de material orgânico do solo e da biomassa morta. Isto resulta das fontes a partir das transformações da matéria orgânica fresca, exsudatos de raízes e matéria orgânica dissolvida.

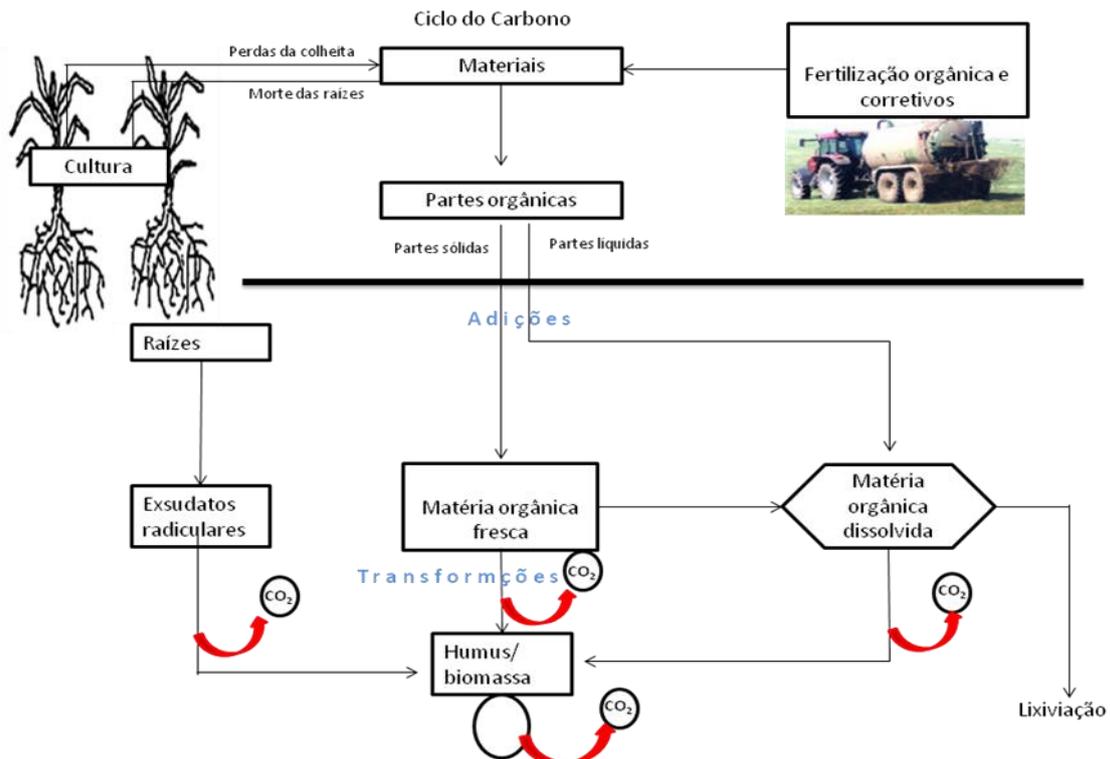


Figura 2-7 - Ciclo do carbono orgânico no ANIMO (Adaptado de Renaud et al., 2005).

A decomposição dos compostos orgânicos dissolvidos resulta na dissimilação e de transformação para o húmus/fonte de biomassa. O húmus/fonte biomassa forma fração residual, acompanhado por dissimilação parcial desses resíduos. Este material residual é agrupado com o húmus/fonte de biomassa. Também existe a possibilidade de especificar uma assimilação e desassimilação de cada fração orgânica fresca, de matéria orgânica dissolvida e para o *pool* de exsudato radicular. Quando certa quantidade de matéria orgânica é introduzida no solo, apenas as variáveis de estado de um número limitado de classes são simuladas, porque a esquematização de materiais orgânicos em certas classes definidas segue uma abordagem linear.

O material orgânico fresco pode ser aplicado ao solo e pode, opcionalmente, ser misturado com o material orgânico presente em um ou mais compartimentos superiores. Estes materiais podem variar fortemente em qualidade. Em cada tipo de material é considerado a existência de uma ou mais classes, cada classe com sua própria taxa de decomposição e de nitrogênio e fósforo.

Os processos de conversão são descritos por equações cinéticas de primeira ordem. Os mecanismos de reação são controlados por constantes de velocidade e as

ponderações fatoriais com base na temperatura, umidade, pH e difusão de oxigênio são derivadas do solo.

O modelo exige uma definição das frações dos materiais orgânicos e minerais (inorgânico). A decomposição de cada classe é assumida como uma cinética de primeira ordem. A subdivisão do material para diferentes classes é expressa pela equação:

$$M(t) = -\sum_{n=1}^{nf} OM_n(t) \quad \text{Eq. 2-15}$$

Decomposição de primeira ordem para as classes orgânicas é expressa por:

$$\frac{dOM_n}{dt} = -k_n OM_n \rightarrow OM_n(t) = OM_n(t_0)e^{-kn(t-t_0)} \quad \text{Eq. 2-16}$$

$$\frac{dOM_n}{dt} = -k_n OM_n(t_0)e^{-kn(t-t_0)} \quad \text{Eq. 2-17}$$

Para um material, a taxa de decomposição é dada por:

$$\frac{dM(t)}{dt} = \sum_{n=1}^{nf} -k_n OM_n(t_0)e^{-kn(t-t_0)} \quad \text{Eq. 2-18}$$

onde,

$M(t)$  - massa no instante de tempo  $t$ ;

$OM_n(t)$  - classe orgânica presente no instante de tempo  $t$ ;

$OM_n(t_0)$  - classe orgânica presente no instante de tempo  $t_0$ ;

$kn$  - representa a cinética de transformação;

$t$  - tempo inicial;

$t_0$  - tempo final.

Como resultado da dissimilação da matéria orgânica, uma parte do nitrogênio orgânico é transformada em estado mineral (Figura 2-8). Outra parte do nitrogênio orgânico permanece no estado de componente da matéria orgânica morta e como substância húmica.

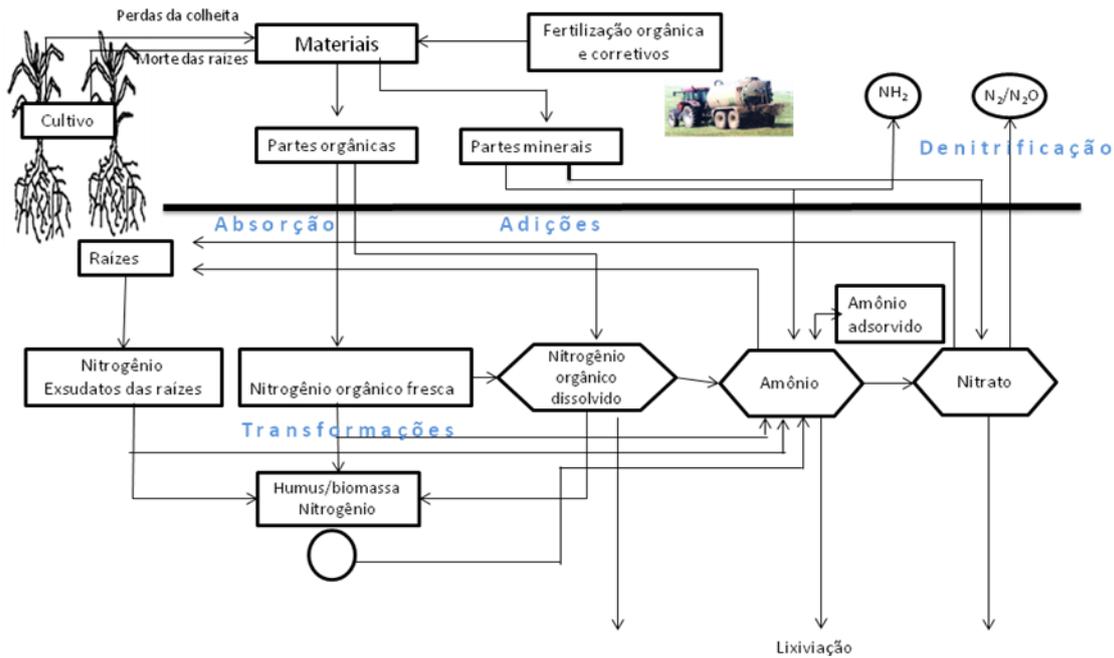


Figura 2-8 - Transformação de nitrogênio, processos de acumulação e transporte considerado no ANIMO model (Adaptado de Kroes et al., 2008).

Por outro lado, parte do nitrogênio mineral pode ser imobilizada pela biomassa-síntese na matéria viva. Dependendo da relação de assimilação e a relação entre o teor de nitrogênio em material de origem orgânica fresca, que é a fração em massa de nitrogênio da biomassa húmus/fonte, a produção ou transformação de minerais requer nitrogênio. A mineralização líquida é formulada em termo de ordem zero, em equação de conservação para o transporte de amônio, definido pela equação:

$$\begin{aligned}
 R_{p,NH_4} = & \frac{1}{\Delta t} \int_{t_0}^{t_0+\Delta t} \left( \sum_{fn=1}^{nf} (f_N^{fn} - a_{fn} f_N^{hu}) f_{hu} k_{fn} OM_{fn}(t) \right) dt \\
 & + \frac{1}{\Delta t} \int_{t_0}^{t_0+\Delta t} (k_{dom} \theta (c_{doN}(t) - \alpha_{dom} f_N^{hu} c_{dom}(t))) dt \\
 & + \frac{1}{\Delta t} \int_{t_0}^{t_0+\Delta t} ((f_N^{ex} - \alpha_{ex} f_N^{hu}) k_{ex} EX(t)) dt \\
 & + \frac{1}{\Delta t} \int_{t_0}^{t_0+\Delta t} f_N^{hu} k_{hu} HU(t) dt
 \end{aligned}$$

Eq. 2-19

onde,

$R_{p,NH_4}$  - taxa de produção (mineralização) de amônio ( $\text{kg m}^{-3} \text{d}^{-1}$ );

$c_{doN}$  - concentração de nitrogênio orgânico dissolvido ( $\text{kg m}^{-3}$ );

$\Delta t$  - variação do tempo;  
 $a_{fn}$  - proporção de assimilação e desassimilação de cada fração orgânica fresca;  
 $f_N^{hu}$  - fração em massa de nitrogênio do húmus/biomassa (ad.);  
 $k_{fn}$  - constante de primeira ordem para classes orgânicas de  $f_n$  ( $d^{-1}$ );  
 $f_{hu}$  - fração da matéria orgânica fresca diretamente transformado em húmus/biomassa (ad.);  
 $OM_{fn}(t)$  - massa volumétrica de matéria orgânica  $f_n$  classe inicial ( $kg\ m^{-3}$ );  
 $k_{dom}$  - constante de decomposição da matéria orgânica dissolvida ( $d^{-1}$ );  
 $a_{dom}$  - relação de assimilação da piscina matéria orgânica dissolvida (ad.);  
 $a_{ex}$  - relação de assimilação dos exsudatos piscina (ad.);  
 $c_{dom}(t)$  - concentração dissolvida de material orgânica ( $kg\ m^{-3}$ );  
 $f_N^{ex}$  - peso da fração nitrogenada do exsudatos (ad.);  
 $k_{ex}$  - taxa constante transformação exsudatos da raiz ( $d^{-1}$ );  
 $EX(t)$  - conteúdo exsudato da raiz ( $kg\ m^{-3}$ );  
 $k_{hu}$  - taxa constante de transformação de húmus/biomassa ( $d^{-1}$ );  
 $HU(t)$  - Conteúdo húmus/biomassa ( $kg\ m^{-3}$ ).

Quando é gerado o resultado, a equação resolvida assume um valor negativo, a amônia é imobilizada, assumindo-se que o nitrato não é imobilizado. Quando a quantidade inicial de amônio no início da etapa de tempo não é suficiente para cobrir a necessidade de imobilização total, a proporção de assimilação é reduzida e o húmus/biomassa será formado. Em caso de falta de nitrogênio, a transformação é menos eficiente. Sob condições parciais aeróbias no solo, o amônio é oxidado a nitrato. A taxa de produção de nitrato é considerada proporcional à concentração de amônio líquida. Na conservação do amônio, a equação de nitrificação de transporte tem sido descrito por uma cinética de primeira ordem, expressa por:

$$R_{d,NH_4} = k_{nit} \theta c_{NH_4} \quad \text{Eq. 2-20}$$

onde,

$R_{d,NH_4}$  - taxa de transformação de amônio (nitrificação) ( $kg\ m^{-3}\ d^{-1}$ );

$k_{nit}$  - taxa de nitrificação ( $d^{-1}$ );

$\theta$  - taxa de umidade ( $m^3\ m^{-3}$ );

$c_{NH_4}$  - concentração de amônio ( $\text{kg m}^{-3}$ ).

Sob aeração completa e condições favoráveis de pH, a constante de oxigenação é igual ao valor de referência, devendo ser especificado pelo usuário do modelo. Quando a condição de umidade no solo leva a anaerobiose parcial, essa constante é adaptada por um fator de resposta para  $f_{ae}$  aeração incompleta. Em aeração completa  $f_{ae}$  leva a 1 (um) o seu valor, em  $f_{ae}$  anaerobiose total igual a zero. O valor numérico de  $f_{ae}$  é calculado em um sub-modelo que, opcionalmente, descreve o processo de aeração sobre a base de difusão de oxigênio no solo, o ar dos poros e agregados do solo saturado (conceito ANIMO original), ou descreve o fator de resposta em função dos poros ocupados por ar que são ajustados pelo conceito SONICG. Esse modelo calcula a aeração ideal para que o processo de degradação ocorra em relação à presença de ar no solo (Bril et al., 1994; Renaud et al., 2005).

Na equação de conservação e transporte do nitrato, a taxa de produção  $R_{p,NO_3}$  é igual à taxa de decomposição média de amônio dada pela expressão:

$$R_{p,NO_3} = \frac{1}{\Delta t} \int_{t_0}^{t_0 + \Delta t} k_{nit} \theta c_{NH_4}(t) dt \quad \text{Eq. 2-21}$$

onde

$R_{p,NO_3}$  - produção de nitrato (nitrificação) ( $\text{kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ );

$\Delta(t)$  - variação do tempo;

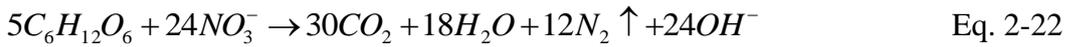
$k_{nit}$  - taxa de nitrificação ( $\text{d}^{-1}$ );

$\theta$  - umidade ( $\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$ );

$c_{NH_4}(t)$  - concentração de amônio ( $\text{kg m}^{-3}$ );

$dt$  - tempo ( $\text{d}^{-1}$ ).

A decomposição de materiais orgânicos em condições anaeróbias só ocorre se existir nitrato suficiente para atender a demanda de oxigênio. Em concentrações elevadas de nitrato, a necessidade de oxigênio do processo de decomposição orgânica é o fator limitante da taxa. Em baixo teor de nitrato, a concentração de  $\text{NO}_3^-$  pode ser o fator limitante para a taxa de decomposição anaeróbia. No modelo ANIMO, presume-se que a desnitrificação é dada por:



A oxidação de um mol de carbono requer 24/30 mol de  $NO_3^-$  e a relação de peso entre nitrogênio e carbono de 14/12. Se o teor de carbono do material orgânico é levado a 58%, em base seca, segue-se que a demanda para a desnitrificação, o nitrato pode ser expresso por um termo de consumo de ordem zero:

$$R_{p,den} = -0.58 \frac{24}{30} \frac{14}{12} f_{hetero} \frac{1}{\Delta t} \int_{t_0}^{t_0+\Delta t} \left[ \begin{array}{l} \sum_{fn=1}^{nf} (1 - \alpha_{fn}) f_{hu} k_{fn} OM_{fn}(t) \\ + (1 - \alpha_{dom}) k_{dom} (\theta c_{dom}) \\ + (1 - \alpha_{ex}) k_{ex} EX(t) + k_{hu} HU(t) \end{array} \right] dt \quad \text{Eq. 2-23}$$

onde,

- $R_{p,den}$  - taxa de desnitrificação calculado como uma ordem zero ( $kg\ m^{-3}\ d^{-1}$ );
- $c_{doN}$  - concentração de nitrogênio orgânico dissolvido nitrogenado ( $kg\ m^{-3}$ );
- $\Delta t$  - variação do tempo;
- $\alpha_{fn}$  - proporção de assimilação e desassimilação de cada fração orgânica fresca;
- $k_{fn}$  - constante de primeira ordem para classes orgânicas de  $f_n$  ( $d^{-1}$ );
- $f_{hu}$  - fração da matéria orgânica fresca diretamente transformado em húmus/biomassa (ad.);
- $OM_{fn}(t)$  - massa volúmica de matéria orgânica  $f_n$  classe inicial ( $kg\ m^{-3}$ );
- $k_{dom}$  - constante de decomposição da matéria orgânica dissolvida ( $d^{-1}$ );
- $\alpha_{dom}$  - relação de assimilação da piscina matéria orgânica dissolvida (ad.);
- $\alpha_{ex}$  - relação de assimilação dos exsudatos piscina (ad.);
- $c_{dom}(t)$  - concentração dissolvida de material orgânica ( $kg\ m^{-3}$ );
- $k_{ex}$  - taxa constante transformação exsudatos da raiz ( $d^{-1}$ );
- $EX(t)$  - conteúdo exsudato da raiz ( $kg\ m^{-3}$ );
- $k_{hu}$  - taxa constante de transformação de húmus/biomassa ( $d^{-1}$ );
- $HU(t)$  - Conteúdo húmus/biomassa ( $kg\ m^{-3}$ ).

O fator  $f_{hetero}$  foi introduzido visando considerar a redução das taxas de transformação de matéria orgânica, quando apenas o nitrato está disponível. Em

validações de campo e muitas aplicações regionais, um valor 0,5 foi assumido para  $f_{hetero}$ . No caso da concentração de nitrato, limites da decomposição de materiais orgânicos em condições anaeróbias, a seguinte expressão de velocidade de primeira ordem foi definida:

$$R_{d,den} = k_{den} \theta c_{NO_3}(t) \quad \text{Eq. 2-24}$$

onde,

$R_{d,den}$  - taxa de desnitrificação calculado como um processo de primeira ordem ( $\text{kg m}^{-3} \text{d}^{-1}$ );

$k_{den}$  - concentração de nitrato em que a equação de Monod resulta em 1/2 ( $\text{kg m}^{-3}$ );

$\theta$  - taxa de umidade ( $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$ );

$c_{NO_3}$  - concentração de nitrato ( $\text{kg m}^{-3}$ ).

A determinação do processo de limitação da taxa é realizada por diversas integrações de primeira ordem, ordem zero e ambas as alternativas. O processo que levou à maior concentração de nitrato no final do intervalo de tempo é posteriormente selecionado pelo modelo.

O amônio pode ser adsorvido ao complexo solo, constituído por superfícies negativas das partículas de argila e substâncias húmicas. Os resultados do processo de sorção de um equilíbrio entre amônio na fase líquida e adsorvida é descrito por uma isoterma de sorção linear:

$$X_{e,NH_4} = k_{e,NH_4} c_{NH_4} \quad \text{Eq. 2-25}$$

onde,

$X_{e,NH_4}$  - adsorve amônio ( $\text{kg kg}^{-1}$ );

$k_{e,NH_4}$  - coeficiente linear de adsorção do amônio ( $\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$ );

$c_{NH_4}$  - concentração de amônio ( $\text{kg m}^{-3}$ ).

Hoeks et al. (1979) mostraram a influência do teor de argila sobre a afinidade de adsorção de amônio. Explorando a teoria da troca catiônica em sistemas

multicomponente, uma relação pode ser obtida entre o coeficiente de adsorção linear e a capacidade de troca de cátions (CTC).

As formas de fósforo em todo o processo do solo da transformação e transporte são definidas no modelo ANIMO conforme ilustrado na Figura 2-9. O ANIMO, em geral, faz uma distinção entre o P-orgânico e P-inorgânico adsorvido. Os *pools* (reservatórios) de P adsorvido organicamente são acoplados ao ciclo da matéria orgânica do solo e são definidos dependendo do tipo de P, como o P adsorvido na matéria orgânica fresca, P adsorvido nos exsudatos, P adsorvido na substância orgânica solúvel produzida a partir de componentes líquidos do adubo orgânico ou como resultado da conversão da matéria orgânica fresca, P adsorvido no húmus, entre outros.

O modelo ANIMO considera várias fontes de fósforo, primeiro, pela natureza e origem do parceiro obrigatório e segundo pela força de ligação do ligante. O fornecimento de P pode assumir a forma de fertilizantes minerais e orgânicos, que são as fontes correspondentes a P-alimentadores do solo. As plantas também disponibilizam P. Primeiro, ele atua como um dissipador de compostos disponíveis P-mineralizado, segundo, como fornecedor de P ligado organicamente devido à morte da massa de raízes ou a decomposição dos resíduos vegetais. As fontes de P-ligado organicamente são acopladas ao ciclo da matéria orgânica do solo e são definidos da seguinte forma:

- P-ligado na matéria orgânica fresca, que consiste principalmente de fragmentos de raízes e outros detritos, bem como os componentes do adubo orgânico;
- P-ligado nos exsudatos de plantas vivas;
- P-ligado na substância orgânica solúvel produzida a partir de componentes líquidos do adubo orgânico ou como resultado da conversão da matéria orgânica fresca;
- P-ligado no húmus, que é composto por matéria orgânica morta no solo e na biomassa viva.

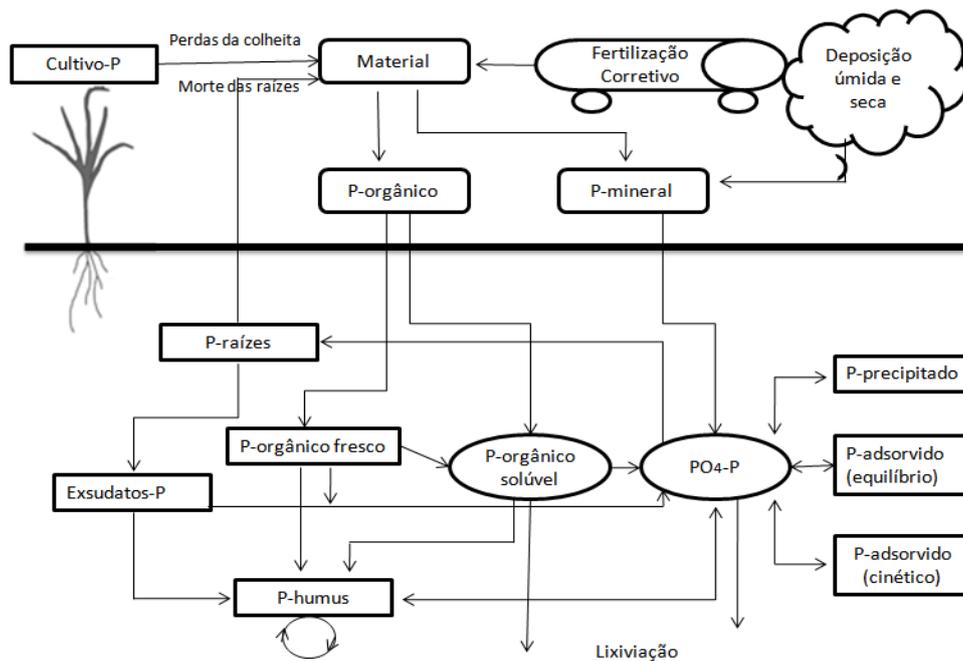


Figura 2-9 - Ciclo do fósforo considerado no modelo ANIMO (Adaptado de Groenendijk e Kroes, 1999).

Os processos em curso entre as várias fontes de P são descritos por equações cinéticas de primeira ordem. Os mecanismos de reação são controlados por constantes de velocidade e coeficientes fatoriais, que são baseados em temperatura e umidade do solo, do pH e da difusão de oxigênio no solo.

O modelo ANIMO considera quatro grupos de P inorgânico. A diferenciação é baseada na forma P-vinculativa ou tipo de P-adsorvido. O fenômeno reversível de sorção do fósforo aos constituintes minerais da matriz do solo é descrita pela isoterma de Langmuir (Van Der Sal e Schoumans, 2000).

$$Q = \frac{Kl.c.Qm}{1 + Kl.c} \quad \text{Eq. 2-26}$$

onde,

- $Q$  - massa adsorvida de P ( $\text{mmol kg}^{-1}$ );
- $Kl$  - constante de adsorção ( $\text{mg}^{-1}$ );
- $Qm$  - máximo de absorção ( $\text{mmol kg}^{-1}$ );
- $c$  - concentração da solução ( $\text{mg L}^{-1}$ ).

O fósforo adsorvido (fixo) e sua lenta quase irreversível fixação é resultado da difusão e encapsulamento nas unidades do Al e óxidos de Fe e é simulado a partir da

equação de Freundlich. No ANIMO três tipos de sítios de sorção com afinidades diferentes para P são criados (Van Der Salm e Schoumans, 2000):

$$S = \sum_{i=1}^a k_i (K_{F,i} c^{F_i} - S_{o,i}) \quad \text{Eq. 2-27}$$

onde,

$S$  - quantidade sorvida ( $\text{mmol kg}^{-1}$ );

$k_i$  - constante de sorção no instante  $i$  ( $\text{L d}^{-1}$ );

$K_{F,i}$  - coeficiente de Freundlich no instante  $i$  ( $[[\text{mg L}^{-1}]^{1/N} \text{mmol}] \text{kg}^{-1}$ );

$c$  - concentração da solução ( $\text{mg L}^{-1}$ );

$F_i$  - expoente de Freundlich no instante  $i$  (ad.);

$S_{o,i}$  - quantidade inicial sorvida de P no instante  $i$  ( $\text{mmol kg}^{-1}$ ).

O modelo ANIMO inclui a opção para o modelo de Pw (fósforo extraído em meio líquido) concentração do solo. Isto permite a comparação direta dos resultados do modelo com o método de ensaios agrícolas comuns para determinar os estados de P no solo (Schoumans e Groenendijk, 2000; Koopmans et al., 2003).

### 3.0 ÁREAS DE ESTUDO E DISPOSITIVO EXPERIMENTAL

O estudo foi desenvolvido nos três estados do Sul do Brasil, inseridos no bioma Mata Atlântica. Este bioma ocupa uma área de 1.110.182 km<sup>2</sup>, representando 13,04% da área do Brasil (IBGE, 2010). A vegetação pode ser vista como um mosaico diversificado de ecossistemas, apresentando estruturas e composições florísticas diferenciadas, em função de diferenças de solo, relevo e características climáticas existentes na ampla área de sua ocorrência no Brasil. Segundo IBAMA (2005) a Mata Atlântica é considerada como a quinta área mais ameaçada e rica em espécies endêmicas do mundo. Atualmente há pouca vegetação natural da mata atlântica nativa na região Sul do Brasil. Segundo o levantamento do SOS Mata Atlântica (2013), o território de Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul têm 12,35%, 24,21% e 8,22% respectivamente de florestas remanescentes em relação ao domínio original.

Sete lisímetros de drenagem foram instalados em quatro bacias hidrográficas localizadas na região Sul do Brasil, nos estados do Paraná, Santa Catarina e do Rio Grande do Sul, distribuídos entre as latitudes 25°26'53,6"S e 28°50'11,4"S e longitudes 49° 13' 52,6"W e 53° 41' 23,1"W (Figura 3-1). Dois lisímetros foram instalados na bacia hidrográfica do rio Potiribu, no município de Pejuçara, RS, um na bacia do rio Guaporé, no município de Arvorezinha, RS, três na bacia do ribeirão Concórdia, no município de Lontras, SC, e um na bacia do rio Barigui, no município de Curitiba, PR.

Nos lisímetros foram representados alguns tipos frequentes de uso agrícola da região Sul do Brasil (EMBRAPA 1999): solo cultivado com aveia no inverno e soja no verão sem revolvimento; solo cultivado com aveia preta no inverno e fumo no verão com mínimo revolvimento do solo; solo cultivado com aveia no inverno e milho/soja no verão com revolvimento total (camada de 20 cm), solo cultivado com hortaliças com revolvimento total do solo com pastagem perene. Na Tabela 3-1 e Tabela 3-2 são apresentados os diferentes tipos de solos contidos nos lisímetros estudados, composição e propriedades físicas do solo.

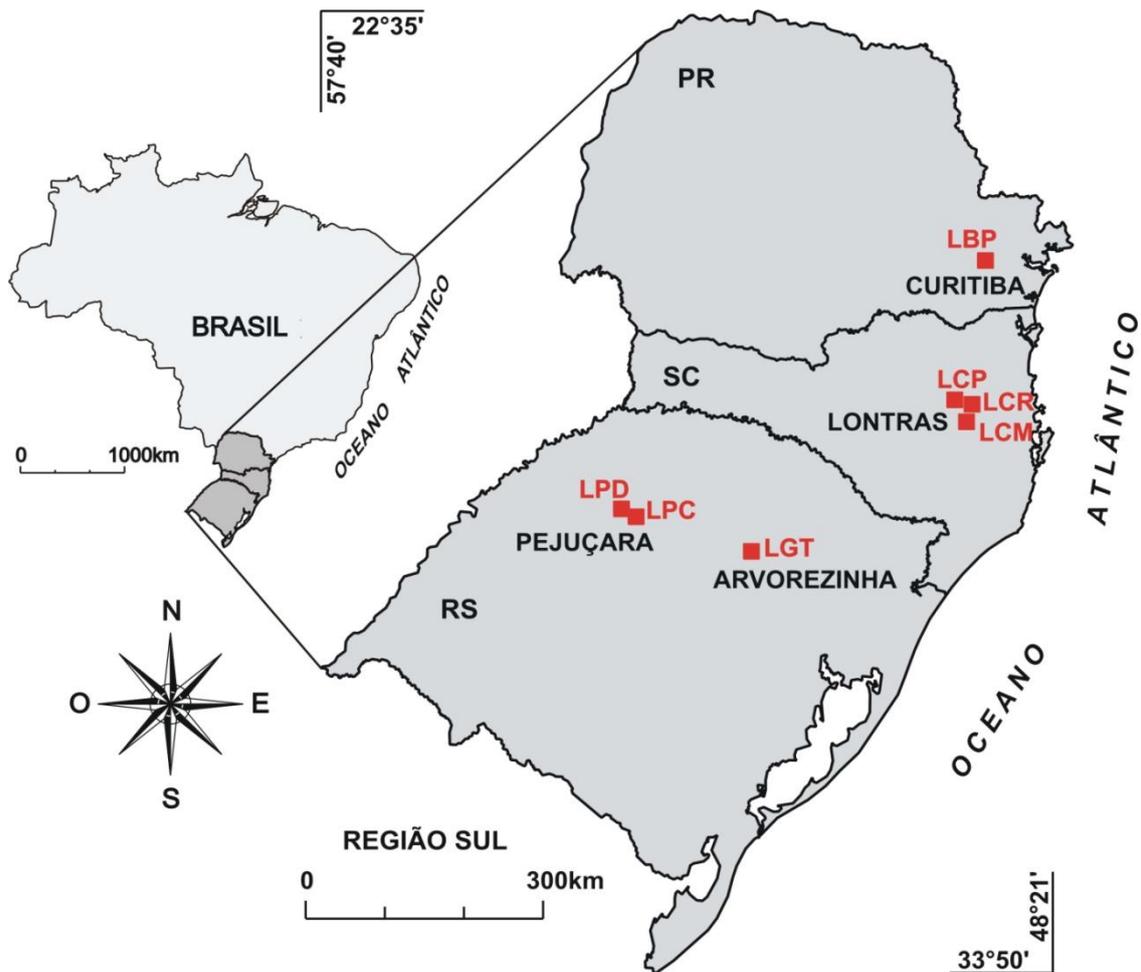


Figura 3-1- Localização da área de estudo e dos lisímetros.

Tabela 3-1- Caracterização do lisímetro referente ao tipo de solo, uso e manejo.

Lisímetro	Bacia Hidrográfica	Tipo de solo	Uso do solo	Manejo do solo
LPC	Potiribu	Latossolo Vermelho distroférico	Cultivo de cereal de cobertura no inverno e de grãos no verão.	Muita mobilização
LPD	Potiribu	Latossolo Vermelho distroférico	Cultivo de cereal no verão e aveia no inverno	Pouca mobilização
LGT	Guaporé	Argissolo Crômico Abrúptico	Cultivo de tabaco no verão e aveia no inverno	Pouca mobilização
LCM	Concórdia	Cambissolo háplico alumínico típico	Cultivo de cereal no verão e pousio no inverno	Muita mobilização
LCR	Concórdia	Cambissolo háplico alumínico típico	Cultivo de hortaliça no verão e pousio no inverno	Muita mobilização
LCP	Concórdia	Cambissolo háplico alumínico típico	Pastagem perene	Sem mobilização
LBP	Barigui	Gleissolo háplico	Pastagem perene	Sem mobilização

LPC - lisímetro bacia do Potiribu com sistema de semeadura convencional; LPD - lisímetro bacia Potiribu com sistema de semeadura direta; LGT - lisímetro bacia Guaporé Tabaco; LCM - lisímetro bacia Concórdia Milho; LCR - lisímetro bacia Concórdia rotação de cultura; LCP - lisímetros bacia Concórdia pastagem; LBP - lisímetro bacia Barigui pastagem.

Tabela 3-2 - Atributos físicos do solo dos lisímetros, incluindo S - declividade da superfície;  $\rho$  - densidade do solo;  $\eta$  - porosidade total.

Lisímetro	S (%)	Textura (%)			$\rho$ (g cm <sup>-3</sup> )	$\eta$ (m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup> )
		Areia	Silte	Argila		
LPC	2,0	24,59	22,91	52,49	1,55	0,57
LPD	2,0	32,21	11,60	56,19	1,57	0,53
LGT	7,0	13,15	32,75	54,10	1,20	0,58
LCM	4,0	35,16	49,96	14,89	1,39	0,45
LCR	9,0	15,55	59,65	24,89	1,55	0,49
LCP	2,5	9,13	32,73	57,92	1,45	0,47
LBP	3,0	31,00	38,00	31,00	1,35	0,52

LPC - lisímetro bacia do Potiribu sistema de cultivo convencional; LPD - lisímetro bacia Potiribu sistema de cultivo direto; LGT - lisímetro bacia Guaporé Tabaco; LCM - lisímetro bacia Concórdia Milho; LCR - lisímetro bacia Concórdia rotação de cultura; LCP - lisímetros bacia Concórdia pastagem; LBP - lisímetro bacia Barigui pastagem.

### 3.1 Lisímetros da bacia do Rio Potiribu

A bacia do Rio Potiribu tem 563 km<sup>2</sup> de área de drenagem, na estação da Usina Hidrelétrica de Andorinhas, e têm várias sub-bacias monitoradas pelo IPH-UFRGS desde 1989: Bacia do Taboão (84 km<sup>2</sup>), Bacia do Turcato (19 km<sup>2</sup>), Bacia do Donato (1 km<sup>2</sup>) e Bacia do Anfiteatro (11 ha), todas são embutidas. A Bacia do rio Potiribu situa-se entre os municípios de Cruz Alta e Ijuí, sendo localizada no município de Pejuçara, ao noroeste do estado do Rio Grande do Sul (Figura 3-2). A bacia do Rio Potiribu foi considerada por Borges e Bordas, (1988) como representativa de uma zona fisioclimática homogênea do derrame basáltico. A geologia é caracterizada por derrame basáltico. Os solos de maior incidência na bacia são da classe dos Latossolos (EMBRAPA, 1999). Estes solos são bem drenados, drenagens, podendo atingir mais de 10 metros de profundidade e apresentam no perfil uma sequência de horizontes A-Bw-C, onde o horizonte Bw é do tipo B Latossólico. Nesta região o processo pedogenético é acelerado em função das características climáticas, fazendo com que os solos sejam bem desenvolvidos com expressivo conteúdo de argila (Castro, 1996), predomínio de óxido de ferro e baixa capacidade de troca catiônica. A declividade média na bacia do Taboão é de 0,85%.

O clima da região, segundo Nimer (1988), é do tipo Cfa pela classificação de Koeppen (mesotérmico brando superúmido sem seca). O regime pluviométrico é regulado pelo anticiclone úmido e quente do Atlântico Sul (Castro et al., 1993). A ocorrência de eventos frontais durante todo o ano causa tormentas de intensidade longa

a moderada. A chuva média anual do posto de Cruz Alta (IPAGRO, 1989) é de 1.729 mm distribuída ao longo do ano. O uso do solo nestas bacias é praticamente todo agrícola, com cultivo da soja e do milho no verão e do trigo e aveia no inverno. As propriedades agrícolas são médias a grandes (de algumas dezenas e centenas de hectares) e utilizam intensamente máquinas agrícolas.

Os lisímetros foram instalados na bacia do Donato (1 km<sup>2</sup>), na latitude 25° 25' 35,2''S e longitude 53° 40' 25,4''W, onde é cultivada desde a década de 90 pelo mesmo agricultor, com o sistema da semeadura direta, sendo sempre soja no verão e no inverno o cultivo é alternado entre o trigo, a aveia e a aveia preta, algumas vezes deixando-se até em pousio durante o inverno. O solo do local do experimento é o Latossolo Vermelho distroférico (LVdf2). Os lisímetros instalados nesta bacia são mantidos com a mesma cultura que seu entorno, respeitando as mesmas datas de manejo da cultura (datas de semeadura, colheita, aplicação de adubos, corretivos, agrotóxicos e mesmo tipo de sistema de cultivo).

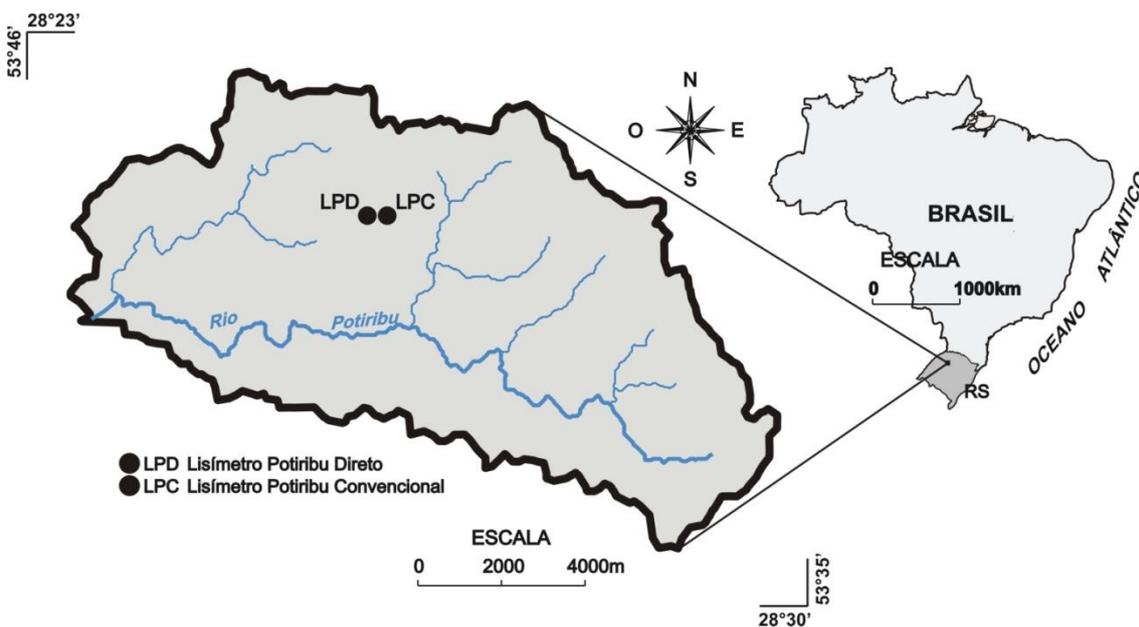


Figura 3-2 - Localização da bacia do Rio Potiribu e a localização dos lisímetros.

### 3.2 Lisímetros da bacia do Guaporé

A bacia do arroio Guaporé, situa-se na porção nordeste do Estado do Rio Grande do Sul, inserida na Bacia Hidrográfica do Rio das Antas. Compreende uma parte do município de Arvorezinha (Figura 3-3), região Nordeste do Estado do Rio Grande do Sul (28°52'10''S e 52°10'30''W).

A geologia local é caracterizada por derramamento basáltico e a topografia é acidentada com vertentes curtas, apresentando alta fragilidade ambiental. A declividade média da bacia é de 7,14%. O esculpimento das vertentes pela hidrografia resultou em vales em forma de V. As unidades de solo encontradas na bacia são Alissolo Crômico argilúvico abrupático (solos com horizontes B textural), Cambissolo Háplico alumínico argissólico e Neossolo Litólico distrófico típico, sendo o solo desta região pouca drenagem, não ultrapassando 2 metros. A vegetação nativa é Floresta Ombrófila Mista formação típica do planalto meridional brasileiro.

De acordo com a classificação Koppen, a bacia do Guaporé está inserida em uma região de Clima Cfb - clima temperado, superúmido, mesotérmico, com verões frescos, geadas severas e frequentes, sem estação seca. A temperatura média diária do mês mais quente é inferior a 22 °C, e a do mês mais frio superior a 3 °C. A variação de chuva anual é de 1250 a 2000 mm (Nimer 1990). A vegetação natural é a floresta subtropical e com formação de vegetação secundária.

O lisímetro foi instalado a 28°50'14.6''S e 52°12'50.1''W sendo cultivado com fumo. O solo no local do experimento é o Argissolo Crômico Abrupático. A produção do fumo é a principal atividade econômica da bacia sendo essa atividade conduzida por 14 famílias. O sistema produtivo é baseado na mão de obra familiar de baixa tecnologia, mas com grande impacto sobre o meio ambiente, provocado pelo intenso revolvimento do solo e grande utilização de insumos. Na área de instalação do lisímetro há produção agropecuária leiteira, com semeadura direta de pastagem perene e de inverno.

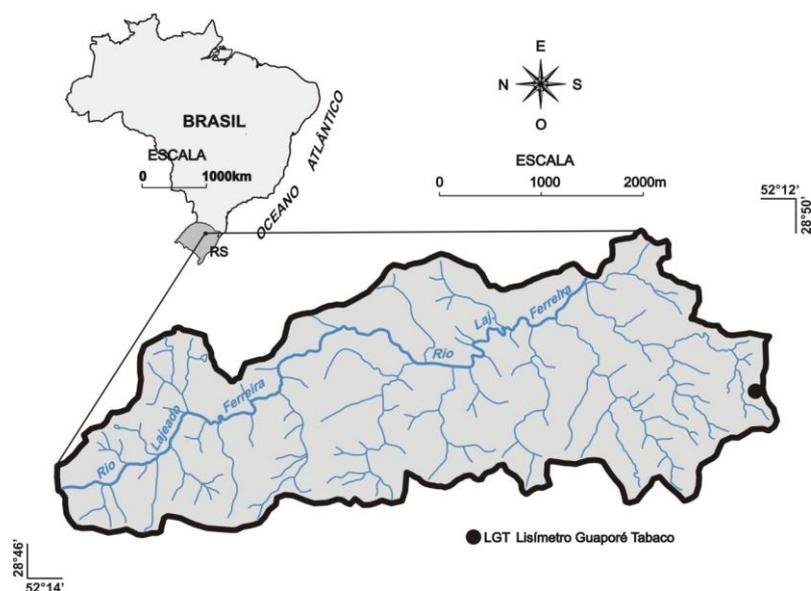


Figura 3-3 - Localização da bacia do Guaporé e do lisímetro LGT.

### **3.3 Lisímetros da bacia do Ribeirão Concórdia**

A bacia do Ribeirão Concórdia possui uma área de drenagem de 31,45 km<sup>2</sup>. Localiza-se no município de Lontras, Estado de Santa Catarina (Figura 3-4), e está inserida entre as 7 microbacias monitoradas pelo Projeto de Recuperação Ambiental e de Apoio ao Pequeno Produtor Rural (PRAPEM/MICROBACIAS), desenvolvido pela Secretaria de Estado da Agricultura e Desenvolvimento Rural de Santa Catarina (SANTA CATARINA, 2009). Este projeto tem por objetivo reduzir a pobreza no espaço rural de Santa Catarina e de melhorar a gestão dos recursos naturais.

A geologia é classificada como suítes intrusivas graníticas, grupo Itararé, subgrupo formação Rio do Sul, constituída de folhelhos e argilitos cinza escuros. Aparecem também diamictitos acinzentados, com matriz arenosa, intercalados com arenitos finos. A unidade geomorfológica é a dos Patamares do Alto Rio Itajaí, ocorrendo solos como o cambissolo, gleissolo e os Podzólicos (Embrapa, 1998).

A região climática, de acordo com a classificação de Thorntwaite é definida como sendo clima Mesotérmico Úmido do tipo B3 B'3 ra', sem estação seca definida e com chuvas anuais entre 1600 a 1800 mm. De acordo com Köeppen, o clima é do tipo Cfa. A vegetação original da área pertence à Floresta Ombrófila Densa.

A bacia do ribeirão Concórdia se localizada na Região do Alto Vale do Itajaí, pertence, em sua maior parte à Formação Geomorfológica Patamares do Alto Rio Itajaí bem como a Formação Serras do Tabuleiro/Itajaí. A Formação Patamares do Alto Rio Itajaí se caracteriza por intensa dissecação com patamares e vales estruturais.

A bacia é em sua totalidade agrícola, composta por pequenos produtores rurais, que sobrevivem da agricultura familiar, sem fazer uso de práticas conservacionistas. Os usos da terra nesta bacia foram classificados em 2006, a partir de imagens de satélite como sendo: água, fumo, milho, pastagem, mata nativa, eucalipto e pinus, sendo que os principais usos na bacia são mata nativa (47,61%), pastagem (20,35%) e milho (9,29%).

Três lisímetros foram instalados nesta bacia. O lisímetro LCM foi instalado na latitude 27° 11' 17,0''S e longitude 49° 29' 40,1''W, o lisímetro LCR na latitude 27° 10' 26,50''S e longitude 49° 30' 40,1''W, e o LCP latitude 27° 11' 19,3''S longitude 49° 30' 12,9''W (Figura 3-4). A declividade média da bacia 4,6%.

O cultivo do entorno do lisímetro LCM vem sendo utilizado para agricultura há pelo menos quinze anos, sem nenhuma prática evidente de conservação do solo, exceto algumas adubações verdes esporádicas. A principal cultura é o milho, em semeadura

convencional. O lisímetro LCR apresenta cultivo de hortaliças em geral intercalado por rotação de cultura. O lisímetro LCP é constituído de cultivo de pastagem perene.

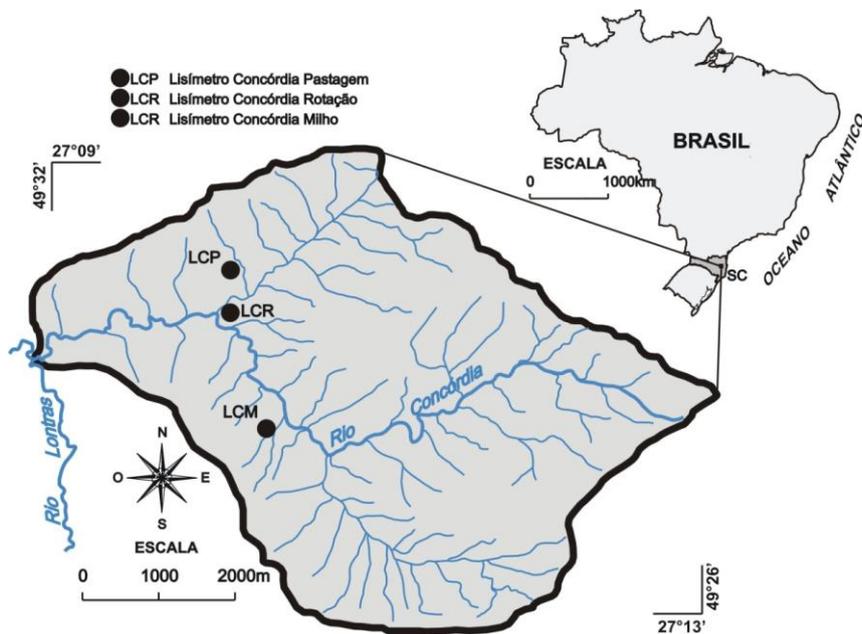


Figura 3-4 - Localização da bacia do Ribeirão Concórdia com a indicação do tipo de solo e respectivos lisímetros LCM, LCR e LCP.

### 3.4 Lisímetros da Bacia do Barigui

A bacia do Rio Barigui, localizada entre as coordenadas  $25^{\circ} 13' 24''$  e  $25^{\circ} 38' 23''$ S e  $49^{\circ} 15' 00''$  e  $49^{\circ} 22' 29''$ W (Figura 3-5), está situada no primeiro planalto paranaense na Região Metropolitana de Curitiba (RMC), apresenta elevada degradação hidrossedimentológica. Esta bacia vem sendo monitorada desde 2005, através do projeto “Avaliação de Benefício-Custo de Medidas de Controle de Cheias e Despoluição Urbana - Estudo de Caso da Bacia do Rio Barigui”, realizado pelo Departamento de Hidráulica e Saneamento da UFPR (2005).

A área total de drenagem da bacia é de  $279 \text{ km}^2$ , sendo  $120 \text{ km}^2$  no município de Almirante Tamandaré,  $144 \text{ km}^2$  em Curitiba e  $15 \text{ km}^2$  em Araucária. Percorre esses municípios no sentido norte-sul e possui extensão de 67 km entre sua nascente e a foz no rio Iguaçu. Parte da formação geológica que constitui o Aquífero Karst, manancial abastecedor de água potável da RMC, está localizado sob esta bacia. Parques como o Barigüi e o Tingüi, situados às margens do rio Barigüi, exercem efeitos de amortecimento dos picos de enchentes com seus reservatórios e áreas inundáveis,

auxiliando a Região Metropolitana com relação aos picos de chuva muitas vezes salientes nesta região.

Esta bacia apresenta paisagem suavemente ondulada nos terrenos da formação Guabirotuba, sendo abrupto nos terrenos de rochas Pré-Cambrianas. O desnível do rio Barigüi desde sua nascente até sua foz é de 97 m. As maiores altitudes encontram-se ao norte da bacia, atingindo cota máxima de 1210 m. Já as altitudes mínimas, próximas a 1000 m, são localizadas na região da sua foz. O uso do solo na bacia do rio Barigüi, é caracterizado como urbano em 50% da região, e apresenta em menor intensidade usos industriais, agrícolas, de extrações minerais e pecuárias (Vasconcelos et al., 2005; DHS, 2005).

Os solos são formados por Aluviões, Complexo Cristalino (Embasamento) e Formação Guabirotuba (Bacia Sedimentar de Curitiba). A área apresenta um relevo suave, com altitudes variando entre 860 e 940 m. Existem regiões planas, onde aflora a formação Guabirotuba Colinas Baixas e arredondadas sobre os migmatitos Planícies Aluvionares, nos fundos dos vales dos rios da região. Os principais grupos de solos são os latossolos, cambissolos e gleissolos.

O lisímetro foi instalado a  $25^{\circ}26'54.75''S$  e  $49^{\circ}13'53.28''W$ , localizado dentro do campus universitário, com cultivo de grama. O solo do local é o Gleissolo Háplico. O lisímetro se insere dentro da área urbana. É uma área de grande circulação de estudantes.

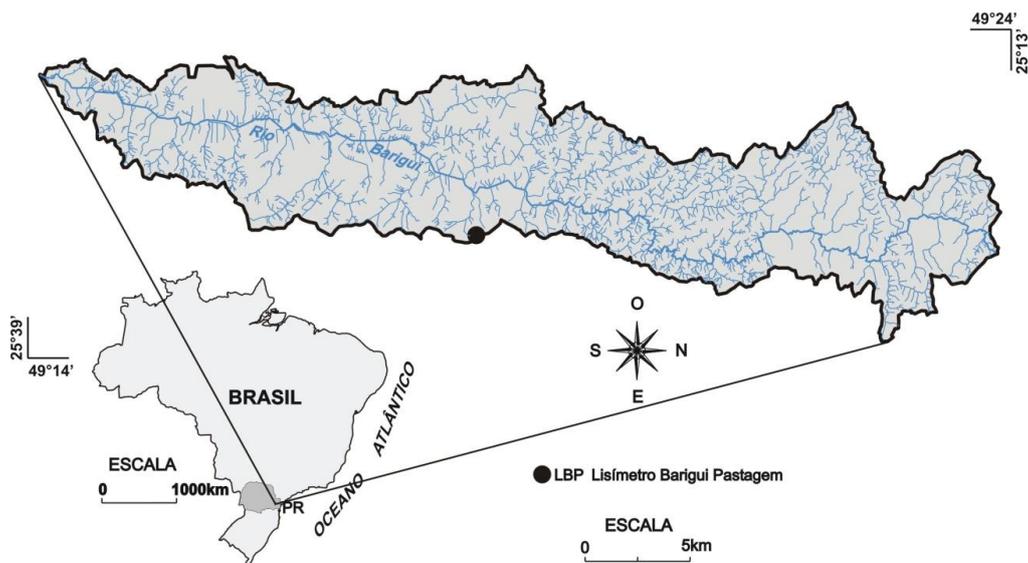


Figura 3-5 - Localização da bacia do rio Barigüi - PR e do lisímetro LBP.

### 3.5 Lisímetros instalados

Os lisímetros foram projetados no início dos anos 2000 pela equipe do IPH (Teixeira et al. 2004). O lisímetro constitui-se de um monolito de solo, coletado de maneira que o solo dentro do lisímetro permanecesse indeformado. O material foi projetado para ser o mais inerte possível com o objetivo deste não reagir com os constituintes químicos do solo, dessa forma foi escolhido o acrílico. A área do lisímetro foi projetada de maneira que fosse possível realizar simulações de chuva sobre ele, com o simulador que o IPH-UFRGS possuía. Optou-se por utilizar-se lisímetro volumétrico de drenagem. O primeiro lisímetro construído e coletado com solo indeformado foi implantado na área do IPH, para ser devidamente monitorado (Louzada et al., 2002). Em 2002 mais dois lisímetros foram instalados na bacia do Potiribu pela equipe do IPH (Oliveira, 2006, Oliveira et al. 2010).

Os lisímetros utilizados neste trabalho são exatamente iguais entre si em termos de métodos e materiais de construção e instalação. Os lisímetros são constituídos de amostra de 1 m<sup>3</sup> de solo, coletados indeformadamente. Apesar de tornar a coleta de solo difícil, a opção de utilizar amostra não deformada possibilita preservar as características estruturais do solo. Para a construção dos lisímetros utilizou-se duas caixas, uma vazada, onde o solo foi coletado, e outra fechada em baixo utilizada para fechar o lisímetro em baixo. As caixas utilizadas foram confeccionadas com chapas de acrílico por ser um material inerte, permitindo o estudo de transporte de espécies químicas no solo.

A instalação do lisímetro foi realizada em datas diferentes para cada bacia. Na bacia do Potiribu eles foram instalados agosto de 2003. Em dezembro de 2007 foi instalado o lisímetro LCM na bacia do Ribeirão Concórdia, Lontras - SC. e em outubro de 2009 os lisímetros LCR e LCP. O lisímetro da bacia do Barigui foi instalado em setembro de 2008 e da bacia do Guaporé foi instalado em 2008.

A instalação dos lisímetros consistiu-se em duas etapas: coleta da amostra de solo não deformada (1m<sup>3</sup>) e a montagem do lisímetro. A primeira etapa foi feita manualmente, conforme é apresentado na Figura 3-6. Para sua realização foi preciso adaptar um quadro de ferro na parte inferior da caixa (Figura 3-6a), depois disso posicionou-se a caixa vazada no local de coleta e na parte superior de caixa de acrílico, sobre um apoio, colocaram-se quatro tambores de 200 litros (para facilitar a penetração no solo, Figura 3-6b). Em sua volta abriram-se trincheiras cavando-se manualmente

(Figura 3-6b). A penetração da caixa no solo foi feita com auxílio de marreta, pá e enxada, batendo com a marreta nas bordas do quadro de ferro e retirando o excesso de solo, em volta de caixa de ferro, com ajuda da pá e da enxada (Figura 3-6c e Figura 3-6d). Quando a caixa com a amostra de solo atingiu uma profundidade de aproximadamente 1 m, cortou-se a amostra usando-se um cabo de aço puxado por uma caminhonete.

Após a coleta da amostra, iniciou-se a segunda etapa, a montagem do lisímetro, realizada da seguinte forma: primeiramente colocou-se um encaixe de ferro na parte inferior da caixa (Figura 3-7a) com o objetivo de erguer a amostra, posteriormente, em volta do local onde foi coletada a amostra instalou-se um tripé metálico com uma talha no centro (com uma capacidade de 3 toneladas); utilizando-se correntes ergueu-se (Figura 3-7b), com a amostra do solo coletada. Em seguida em baixo da amostra erguida colocou-se a base do lisímetro feita com a caixa de acrílico sobre um leito de areia e na sequência baixando manualmente com cuidado sobre a base já preparada com brita e manta sintética (Figura 3-7c). Depois de encaixada as duas caixas de acrílico, fez-se a junção entre as duas utilizando silicone para vedação os furos da drenagem e do escoamento superficial (Figura 3-7d).



Figura 3-6 - Instalação do lisímetro LCM com coleta de solo indeformado na bacia do Ribeirão Concórdia, Lontras - SC.

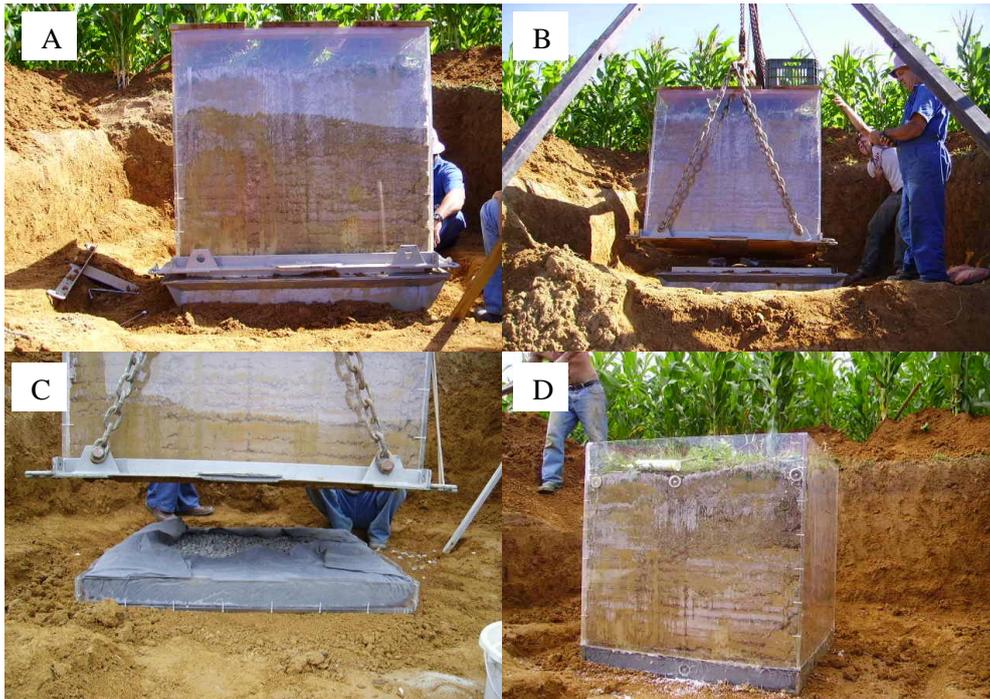


Figura 3-7 – Detalhes de instalação do lisímetro LCM com coleta de solo indeformado na bacia do Ribeirão Concórdia, Lontras - SC

Após a coleta do solo foram feitos dois furos de 30 mm nos lisímetros, localizados na parte mais baixa da superfície e do fundo (Figura 3-8), para instalação das tubulações de coleta do escoamento superficial e da drenagem profunda utilizando-se serra copo e gerador de energia a gasolina. Para as tubulações, utilizadas para coleta do escoamento superficial e da drenagem interna, foram utilizados tubos de PVC de diâmetro de 25 mm.

A Figura 3-9 mostra os lisímetros do estudo nos estados do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul.



Figura 3-8 - Instalação dos equipamentos de coleta de escoamento no lisímetro LCM Lontras - SC.



Figura 3-9 - A) lisímetro bacia do Potiribu, B) lisímetro bacia do Guaporé, C) lisímetro da bacia Ribeirão Concórdia e D) Lisímetro bacia do Barigui.

## **4.0 MATERIAIS E MÉTODOS**

A pesquisa compreendeu a simulação de chuva, com diferentes intensidades, realizados sobre os lisímetros volumétricos de drenagem na região Sul do Brasil que possui diferentes tipos e usos do solo. Apresenta-se o protocolo das simulações de chuva realizadas sobre os lisímetros, assim como a descrição da coleta de amostras, análises em laboratório, tratamento estatístico, simulações hidrológicas e de transporte de solutos.

### **4.1 Simulação da chuva**

Na escolha do tipo de simulador, levou-se em conta a necessidade do simulador ser transportado para diversas regiões do sul do país. Este ainda deveria usar pouca água, para que a pressão de trabalho requerida pelo sistema fosse facilmente atingida com o auxílio de uma bomba pequena, fácil transporte, chuva simulada uniforme sobre a área de 1 m<sup>2</sup>, que é a área de captação do lisímetro.

As simulações de chuva foram realizadas com um simulador de chuva portátil, semelhante ao descrito por Meyer e Harmon (1979), suspenso por quatro hastes reguláveis para uma altura de 2,45 m acima da superfície do solo. No simulador foi instalado um bico aspersor tipo S.S.CO.3/8KSS-45 para chuva inferiores a 60 mm h<sup>-1</sup> e Veejet 80-100 para chuva superiores a 80 mm h<sup>-1</sup>. A oscilação do bico aspersor irriga uma área quadrada de aproximadamente 2,00 m de lado, no interior da qual se encontra o lisímetro.

De acordo com Blanquies et al. (2003), o Flood-Jet S.S.3/8K-45 trabalha com pressões menores que o Vee-Jet 80-100 ou 80-150, o que proporciona menor variação na quantidade aplicada, quando ocorre desequilíbrios ou flutuações de pressão. Assim, os aspersores tipo Vee-Jet 80-100 e o Flood-Jet S.S.3/8K-45, foram considerados os mais adequados para reproduzir as características de uma chuva natural em uma chuva simulada. Na Figura 4-1 são apresentadas as instalações usadas na realização da simulação de chuva sobre os lisímetros.

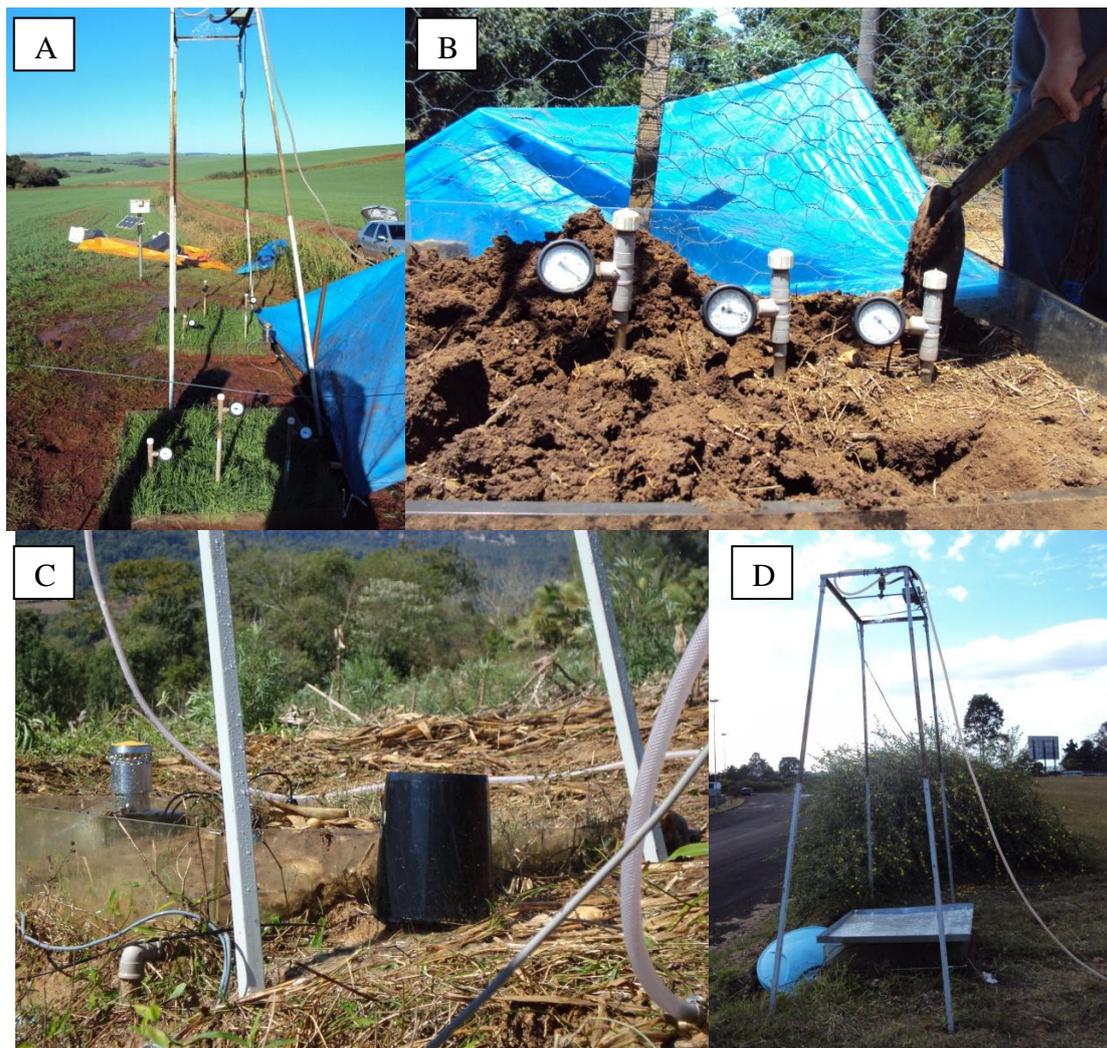


Figura 4-1 - Indicação do local da simulação da chuva na A - Bacia do Rio Potirbu, B - Bacia do Rio Guaporé, C - Bacia do Ribeirão Concórdia e D - Bacia do Barigui.

As chuvas ao longo das simulações foram determinadas com uso de um pluviógrafo Davis® com datalogger registrador Novus®, instalado junto à parede do lisímetro, pelo lado externo (figura 4-1 C). Os dados de chuva foram registrados no intervalo de tempo de 1 minuto. Além desse registro, a quantidade da chuva foi medida com um tanque de alumínio, posicionado sobre o lisímetro, no final do ensaio. A coleta da chuva ocorreu durante 5 minutos (figura 4-1 D). O tanque possui formato quadrado, com 1,10 m de lado, altura de 0,10 m e espessura da parede de 0,001 m. As intensidades medidas com o pluviógrafo e com o tanque foram comparadas, visando identificar eventuais erros de medidas. Ressalta-se que as intensidades da chuva variam em função do tipo dos bicos do aspersor adotados e da pressão do sistema. A ocorrência de ventos fortes e chuvas naturais em alguns ensaios também causaram alterações das intensidades de chuva planejada.

Para determinação da umidade do solo, usou-se a técnica de reflectometria no domínio do tempo (TDR), da *Soilmoisture*, modelo TDR 6050X1. As medidas de umidade foram realizadas no início e no final de cada ensaio de simulação de chuva, na camada superficial do solo.

Nos lisímetros da bacia do Ribeirão Concórdia instalou-se equipamentos para o monitoramento de intervalo subdiário para obter dados que se utilizaram na calibração do modelo SWAP. Entre eles estão os tensiômetros automáticos de pressão para medição da tensão no solo. São três sensores de pressão UMS T4, instalados nas profundidades de 10, 30 e 70 cm, com medida contínua e armazenamento em *datalogger*. A tensão de água no solo é registrada em hPa, em intervalos de 15 minutos, permitindo a estimativa do teor de umidade do solo, a partir da curva de retenção. O armazenamento de água no solo é determinado em função da variação temporal do teor de umidade ao longo do perfil do solo.

O monitoramento do escoamento superficial e de drenagem interna nos lisímetros, em períodos normais (contínuos), é realizado com pluviômetro automático. Na bacia do Potiribu são utilizados pluviógrafos do tipo cuba basculante Global Water®, modelo RG200, com medições de 0,2 mm de chuva e precisão do mecanismo de 3 % para intensidades de até 100 mm h<sup>-1</sup>. Os *dataloggers* são programados para registrar os escoamentos a cada 5 minutos durante as simulações de chuva. Nas bacias do ribeirão Concórdia e do Barigui foram instalados pluviógrafo manufaturado, desenvolvido de acordo com Braga et al. (2009). O equipamento permite medir volumes de até 50 ml por ciclo. Os registros são armazenados em *datalogger* com tempo de aquisição de 5 minutos. Além do uso de sistemas automatizados são utilizados galões de 5 e 50 L, para a coleta do escoamento superficial e de drenagem. Os volumes nos galões são coletados quinzenalmente ou após a ocorrência de altura de chuva superior a 25 mm. Na bacia do Guaporé não é realizado registro contínuo do escoamento superficial e de drenagem interna.

Nos períodos de simulação das chuvas, as vazões de escoamento superficial e de drenagem foram medidas pelo método da volumetria. Os volumes escoados foram coletados com recipientes de polietileno de 920 mL. O tempo de enchimento do recipiente foi cronometrado. As coletas foram realizadas em intervalos de 5 min.

Os ensaios de simulação foram realizados em séries de 4 dias consecutivos. Em cada série adotou-se a seguinte sequência. Os primeiros e segundos ensaios foram realizados com as condições iniciais da superfície do solo, em termos de uso e de teor

de umidade. Os usos são variados conforme apresentado na 3.1. No período intercultivo tinha-se aveia nos lisímetros das bacias do Potiribu e do Guaporé e, pousio nos lisímetros na bacia do ribeirão Concórdia. Após o final do segundo ensaio, para alguns tratamentos (Tabela 3-1) o solo foi mobilizado na superfície do lisímetro para simular uma condição de preparo convencional. Essa mobilização foi realizada com auxílio de uma pá de corte, até a profundidade de 20 cm e posteriormente foi realizado também um destorroamento para regularizar a superfície do solo dentro do lisímetro. No tratamento em que ocorreu a mobilização mínima do solo (para simular o cultivo mínimo utilizado na cultura do fumo na bacia do Guaporé), após o segundo ensaio de simulação de chuva, foi construído um sulco (0,03 m de largura, 0,02 m e 0,07 m de profundidade), no sentido do desnível da superfície do solo.

As intensidades de chuva aplicadas variaram entre 30 e 133 mm h<sup>-1</sup>. As chuvas simuladas que foram planejadas tiveram como objetivo de simular os efeitos das pequenas, médias e altas intensidades de chuva sobre a formação do escoamento superficial e de drenagem interna do solo. Na primeira série de ensaios foram adotadas intensidades superiores a 100 mm h<sup>-1</sup>.

Foram realizados 69 ensaios, sendo 24 na bacia do Potiribu (LPC e LPD), 7 na bacia do Guaporé (LGT), 34 na bacia de Ribeirão Concórdia (LCM, LCR, LCP) e 4 na bacia do Barigui (LBP). O número de ensaios em cada lisímetro foi variável devido a problemas operacionais, associados principalmente as grandes distâncias entre eles (de 200 a 1.000 km).

Em cada um dos solos foram determinadas as curvas características de água no solo para cada profundidade amostrada em diferentes níveis. As amostras foram determinadas com a câmara de Richards no Laboratório de Erosão e Sedimentação do IPH-UFRGS. Para isso foram feitas coletas de solo indeformada a cada profundidade, com três repetições, ao lado do local do lisímetro. Dentre as opções oferecidas pelo modelo, a representação analítica das relações  $\theta - h - K$  foi feita pelas equações que seguem (Vogel *et al.*, 2001).

$$S_e(\theta) = \frac{\theta(h) - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \quad \text{Eq. 4-1}$$

$$\theta(h) = \theta_r + \frac{\theta_m - \theta_r}{\left[1 + |\alpha h|^n\right]^m} \quad \text{Eq. 4-2}$$

$$\theta(h) = \theta_s ; h \geq h_s \quad \text{Eq. 4-3}$$

$$\theta_m = \theta_r + (\theta_s - \theta_r) \left( 1 + |\alpha h_s|^n \right)^m \quad \text{Eq. 4-4}$$

$$S_e^*(\theta) = \frac{\theta_s - \theta_r}{\theta_m - \theta_r} S_e \quad \text{Eq. 4-5}$$

$$F(S_e^*) = \left[ 1 - (S_e^*)^{1/m} \right]^m \quad \text{Eq. 4-6}$$

$$K(S_e) = K_s S_e^\lambda \left[ (1 - F(S_e^*)) / (1 - F(1)) \right]^2 \quad \text{Eq. 4-7}$$

onde,

$\theta$  - umidade volumétrica [ $L^3 L^{-3}$ ];

$K$  - condutividade hidráulica saturada [ $L T^{-1}$ ];

$(F(1) - S_e^*=1)$ ;

$\alpha$  [ $L^{-1}$ ],  $h_s$  [ $L$ ],  $\theta_s$  [ $L^3 L^{-3}$ ],  $\theta_r$  [ $L^3 L^{-3}$ ],  $m, n, \lambda$ : parâmetros, sendo  $m = 1 - (1/n)$ .

A Eq. 4.7 reduz drasticamente a não linearidade próxima à saturação apresentada pela equação de van Genuchten-Mualem proposta originalmente (van Genuchten, 1980). Esse comportamento é acentuado quando o parâmetro  $n$  assume valores próximos de 1 (Vogel *et al.*, 2001). Na Tabela 4-1 são apresentados os parâmetros utilizados nas Eq. 4.1 a 4.7 para a bacia do ribeirão Concórdia.

Outros parâmetros utilizados na simulação do SWAP, como  $K_{sat}$  foram estimados a partir do emprego de pedofunções de transferência (Peraza, 2003). Os valores de  $\lambda$  e  $h_s$  foram definidos a partir de van Genuchten (1980) e Schaap *et al.* (2006). Contudo, estes parâmetros somente foram utilizados para o solo do lisímetro LCM, os quais estão apresentados na Tabela 4-1 e Tabela 4.2.

Tabela 4-1 - Parametrização das relações  $K - h - \theta$ : parâmetros não ajustados do solo LCM,  $\lambda$  – parâmetro de forma arbitrado,  $h_s$  – capilaridade mínima arbitrada.

Profundidade (cm)	$K_{sat}$ (cm.d <sup>-1</sup> )	$m=1-1/n$	$\lambda$	$h_s$ (cm)
<b>0-5</b>	5,06	0,115	0,5	4
<b>5-10</b>	3,31	0,310	0,5	4
<b>10-20</b>	2,90	0,130	0,5	4
<b>20-35</b>	3,28	0,057	0,5	4
<b>35-50</b>	3,01	0,091	0,5	4
<b>50-90</b>	3,41	0,107	0,5	4

Tabela 4-2 - Parametrização das relações  $\theta - h - K$  (\*) dos solos do lisímetro do Potiribu (LP), lisímetros do Guaporé (LGT), lisímetros do Concórdia (LCM, LCR, LCP) e lisímetro Barigui (LBP).

Profundidade (cm)	$\theta_r$	$\theta_s$	$\alpha$ (cm <sup>-1</sup> )	N
<b>LP</b>				
<b>0 - 5</b>	0,095	0,482	0,013	1,634
<b>20 - 30</b>	0,096	0,521	0,014	1,530
<b>30 - 40</b>	0,069	0,550	0,002	1,393
<b>40 - 50</b>	0,096	0,539	0,019	1,473
<b>LGT</b>				
<b>0-20</b>	0,083	0,515	0,120	1,154
<b>20-40</b>	0,070	0,567	0,346	1,135
<b>40-60</b>	0,105	0,600	0,639	1,102
<b>LCM</b>				
<b>0-5</b>	0,110	0,420	0,001	1,130
<b>5-10</b>	0,100	0,420	0,001	1,450
<b>15-20</b>	0,100	0,490	0,001	1,150
<b>30-35</b>	0,070	0,440	0,004	1,060
<b>45-50</b>	0,120	0,450	0,001	1,100
<b>65-70</b>	0,120	0,460	0,001	1,120
<b>LCR</b>				
<b>0-10</b>	0,063	0,498	0,094	1,093
<b>10-20</b>	0,079	0,429	0,154	1,085
<b>30-40</b>	0,117	0,480	0,116	1,030
<b>70-80</b>	0,122	0,479	0,035	1,037
<b>LCP</b>				
<b>0-10</b>	0,098	0,491	0,094	1,093
<b>10-20</b>	0,083	0,406	0,154	1,085
<b>30-40</b>	0,080	0,410	0,116	1,030
<b>70-80</b>	0,103	0,479	0,035	1,037
<b>LBP</b>				
<b>0-20</b>	0,057	0,504	0,080	1,170
<b>20-40</b>	0,106	0,472	0,035	1,079
<b>40-60</b>	0,077	0,468	0,106	1,058

$\theta_r$  - umidade residual,  $\theta_s$  - umidade de saturação,  $\alpha$  e  $n$ , parâmetros ajustados.

\* parâmetros ajustados no Código RETC (Van Genuchten et. al., 1991).

As séries temporais para cada ensaio foram analisadas visando à determinação do balanço hídrico, as taxas de infiltração, o armazenamento de água no solo e os coeficientes de escoamento superficial.

- Balanço hídrico: determinaram-se o balanço hídrico em cada ensaio de simulação, tendo a chuva como entrada e o escoamento superficial e de drenagem como as saídas. A evapotranspiração foi desconsiderada, visto que a duração do ensaio é curta. Deste modo, o armazenamento de água no solo foi obtido pela expressão 2-1 do capítulo 2.

- Taxa de infiltração: representa o volume de água absorvido na superfície do solo em um determinado tempo ( $\text{mm h}^{-1}$ ). Considerando que o escoamento superficial gerado é do tipo hortoniano, a taxa de infiltração foi determinada pela diferença entre a intensidade da chuva e a taxa de escoamento superficial.

- Coeficiente de infiltração: obtida pela relação entre a intensidade da chuva aplicada e a taxa de infiltração obtida no instante final do ensaio de simulação da chuva, representando o momento no qual esta taxa de infiltração torna-se constante.

- Coeficiente de escoamento superficial: obtido através da relação entre o volume total de água escoada superficialmente e o volume total da chuva aplicada.

- Condutividade hidráulica saturada foi determinada a partir do método de Green e Ampt, que supõe que o meio é homogêneo, a umidade inicial do solo é constante e o fluxo é unidimensional. Nesse modelo, a infiltração é descrita por três parâmetros: a intensidade da infiltração, a condutividade hidráulica e a altura da lâmina de água infiltrada. Lal e Shukla (2004) apresentam uma adaptação desse modelo, de modo que a taxa de infiltração pode ser obtida pela expressão:

$$i(t) = K_s + \frac{b}{I(t)} \quad \text{Eq. 4-8}$$

onde,

$i$  - taxa de infiltração no instante de tempo  $t$ ;

$K_s$  - condutividade hidráulica de saturação;

$I$  - taxa de infiltração acumulada até o instante de tempo  $t$ ;

$b$  - uma constante.

Em cada intervalo de tempo, as taxas de infiltração  $i(t)$  e  $I(t)$  podem ser obtidas por:

$$i(t) = IP(t) - IR(t) \quad \text{Eq. 4-9}$$

$$I(t) = P(t) - R(t) \quad \text{Eq. 4-10}$$

sendo,

$$IP(t) = \frac{P(t) - P(t - \Delta t)}{\Delta t} \quad \text{Eq. 4-11}$$

$$IR(t) = \frac{R(t) - R(t - \Delta t)}{\Delta t} \quad \text{Eq. 4-12}$$

onde,

*P* - chuva acumulada;

*R* - lâmina de água escoada superficialmente acumulada;

*IP* - intensidade de chuva;

*IR* - intensidade do escoamento superficial e, *t* e *t-Δt* são os instantes de tempo *t* e *t-Δt*.

#### **4.2 Coleta e análise das amostras da simulação de chuva**

Coletas de amostras de água foram efetuadas sempre que houve escoamento superficial e de drenagem. As coletas foram realizadas com um frasco de polietileno incolor com capacidade de 100 mL, com tampa de fechamento hermético. Após o início do escoamento, as amostras de água foram coletadas a intervalos de tempo de 10 min. As amostras foram acondicionadas em um sistema isolado, refrigerado a 4 °C.

Nas amostras de água foram determinadas as concentrações das espécies químicas amônio ( $\text{NH}_4^+$ ), nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ), nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), fosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ ), carbono total dividido em carbono orgânico total (TOC) e carbono inorgânico (IC). Para a determinação das concentrações das espécies químicas foi utilizado um cromatógrafo de troca iônica, marca DIONEX AG4A. Foi utilizada uma coluna de separação aniônica juntamente com supressora e um detector de condutividade. As condições de injeção da amostra foram: Injeção da amostra: 10  $\mu\text{L}$ ; Temperatura: 30 °C; Taxa de fluxo: 1,2 mL  $\text{min}^{-1}$ ; Eluente:  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  4,5 mM/ $\text{NaHCO}_3$  1,4 mM; Condutividade esperada: 19 - 23  $\mu\text{S}$  Supressor: aniônico auto regenerante; Solução estoque:  $\text{NaHCO}_3$  100mM; Corrente aplicada: 31 mA. As curvas de calibração foram realizadas com padrões certificados, utilizando-se 5 pontos na faixa de 1 a 10  $\text{mg L}^{-1}$  com leitura em quintuplicata. As leituras das amostras foram realizadas em triplicatas. O método da cromatografia iônica está baseado na USEPA - Method 300.0 e USEPA - Method 300.1

Para determinação da concentração do carbono orgânico total (TOC) e carbono inorgânico (IC), as amostras foram injetadas diretamente no analisador de Carbono, modelo TOC VCPH, marca SHIMADZU, com curva de calibração inserida através da leitura em quintuplicata de 6 pontos. A metodologia completa adotada está descrita no EPA Method 415.1.

### 4.3 Fluxo de massa transportado

Os fluxos de massa transportados das espécies químicas nitrato, nitrito, amônio, fosfato, carbono orgânico e inorgânico, entre outros pelo escoamento superficial e de drenagem representam a massa exportada para o exterior da amostra indeformada do solo. O fluxo de massa foi determinado para cada ensaio de simulação, cuja duração foi de 75 min. Ela foi calculada pela expressão:

$$F = \sum_{i=1}^n C_i Q_i \Delta t \quad \text{Eq. 4-13}$$

onde,

$F$  - fluxo de massa da espécie química considerado no ensaio de simulação de chuva realizado;

$C_i$  - concentração da espécie química na amostra  $i$ ;

$Q_i$  - vazão do escoamento de água durante a coleta da amostra  $i$ ;

$\Delta t$  - intervalo de tempo entre as amostras;

$n$  - número de amostras coletadas.

### 4.4 Simulação com modelo hidrológico e de deslocamento de solutos

O modelo SWAP foi empregado para cada simulação de chuva realizada nos lisímetros e o modelo ANIMO para estimativa do transporte de espécies químicas no solo. Os modelos foram utilizados somente para o lisímetro LCM da bacia do Ribeirão Concórdia. Durante o desenvolvimento das etapas de calibração e verificação dos modelos, percebeu-se que sem uma série de dados diária, o modelo não se ajustava. Isto é, se o modelo não fosse primeiramente calibrado para uma série diária, não seria possível obterem-se resultados satisfatórios nos intervalos subdiários.

Os lisímetros foram equipados com sensores de escoamento e pressão do solo com registros automatizados. A coleta de amostras para realização de análise química foi quinzenal. O lisímetro da bacia do ribeirão Concórdia com cultivo de milho (LCM), foi utilizado para a aplicação do modelo.

Assim, a aplicação dos modelos SWAP e ANIMO foi baseada na aquisição de dados de escoamento superficial e de drenagem interna e as concentrações de nitrato e de fosfato no solo do lisímetro de drenagem, em duas escalas de tempo. A primeira escala foi diária, cujo monitoramento ocorreu em um período de tempo de 3 anos e a

segunda, o intervalo de tempo foi de 10 minutos, em ensaios de simulação de chuva realizados, com intensidades constantes diferentes. Cada simulação de chuva teve a duração de 75 min.

O modelo SWAP simula o transporte de água, solutos e calor em solos saturados e não saturados (van Dam et al, 1997; Van Dam, 2000, Kroes et al, 2008). Ele foi utilizado visando fornecer os parâmetros hidrológicos necessários para a simulação do modelo ANIMO.

O modelo SWAP foi utilizado dividindo-se o solo em 6 camadas. As condições atmosféricas na superfície do solo, com e sem sistema de cultura, definiram as condições na primeira camada de solo. Além disto, na primeira camada é gerado o escoamento superficial.

Os parâmetros hidráulicos do solo foram determinados em medições realizadas com amostras extraídas em campo (Tabelas 3-1 e 4-1) e, na ausência destas foram adotados valores sugeridos nas referências bibliográficas. A curva característica do conteúdo volumétrico de água no solo para cada profundidade amostrada (0 a 5; 5 a 10; 15 a 20; 30 a 35; 45 a 50 e 65 a 70 cm), cujos valores foram apresentados na Tabela 4-2.

Para as simulações de espécies químicas foi utilizado o modelo ANIMO. Este modelo simula o transporte de espécies químicas no perfil do solo. Ele tem por base as equações de conservação de massa e de transporte. Isto permite um cálculo simultâneo das concentrações nas diferentes camadas do solo durante a execução dos processos de transporte e de transformação, sendo resolvido analiticamente para cada camada e instante de tempo. As equações utilizadas neste modelo são descritas no capítulo 2, item 2.12 deste trabalho.

O modelo foi concebido para simular carbono (C), nitrogênio (N) e fósforo (P) e as suas transformações no solo, distinguindo a lixiviação de cinco substâncias solúveis: nitrato, amônio, N-orgânico dissolvido, P-mineral e P-orgânico dissolvido. Ele considera a adição de material orgânico e de espécies químicas no solo através da fertilização, resíduos da planta e das raízes, perdas de colheita e sua redistribuição no solo, bem como acúmulo e decomposição da matéria orgânica em relação à qualidade e composição de diferentes materiais orgânicos.

Os processos de conversão são descritos por equações representativas de cinéticas de primeira ordem. Os mecanismos de reação são controladas por constantes cinéticas e as ponderações fatoriais com base na temperatura, umidade, pH e difusão de

oxigênio no solo. A adsorção de fósforo aos constituintes minerais da matriz do solo é descrito pela isoterma de equilíbrio de Langmuir (Van Der Salm e Schoumans, 2000).

Os dados da cultura do milho foram adaptados de Bergamaschi et al, (1992, 2001), sendo considerado aqueles observados no desenvolvimento da cultura, em cada um dos anos (2008-2011). Nos períodos sem cultura e, entre a semeadura e a emergência, adotou-se “ $k_c$ ” igual a 0,5, ou seja, a evaporação máxima do solo foi admitida igual à 50% da evapotranspiração de referência. Foram adotados os parâmetros sugeridos por Klepker (1991) para a profundidade e a densidade relativa das raízes do milho e aqueles sugeridos por Wesseling (1991) para a transpiração.

As simulações foram feitas sobre o lisímetro com a cultura de milho, considerando a adição de adubo em épocas de pousio, visando melhorar a condições nutricionais do solo. O calendário agrícola empregado no lisímetro é apresentado na Tabela 4-3.

Tabela 4-3 - Atividades desenvolvidas, estimadas e inseridas no modelo ANIMO entre 2009 a 2011 com cultivo de milho (*Zea mays*) no lisímetro LCM para a calibração diária.

Data	Manejo	Tipo de aplicação (Camadas)	Massa (ANIMO)	Volatilização (%)	Nitrato (kg ha <sup>-1</sup> )	Amônio (Kg ha <sup>-1</sup> )	Fosfato (kg ha <sup>-1</sup> )	Matéria Orgânica (Kg ha <sup>-1</sup> )
18/01/09	Uréia	0	400	0,30	76	8	0	0
11/03/09	Adição extra de adubo para condicionar o solo	0	160	0,40	80	13	15	0
29/05/09	Colheita de milho	2	28500	0,00	1425	15	0	1425
24/07/09	Adição de adubo	5	360	0,30	180	29	34	0
08/09/09	Adição de fosfato	5	350	0,30	0	0	33	0
11/11/09	Semeadura de milho	5	370	0,30	185	30	35	0
12/12/09	Uréia	0	370	0,30	70	8	0	0
18/01/10	Salitre 25g	0	240	0,50	96	27	0	0
21/04/10	Colheita de milho	2	16500	0,00	825	9	0	825
30/07/10	Adição de adubo	5	400	0,05	200	32	38	0
05/10/10	Adição de fosfato	0	100	0,00	0	0	9	0
14/11/10	Semeadura de milho	10	500	0,00	250	40	47	0
19/01/11	Salitre 40g	0	1000	0,00	400	112	0	0
05/04/11	Adição calcário	5	300	0,05	0	0	28	0
20/04/11	Colheita de milho	5	35000	0,00	1750	19	0	1750
14/09/11	50 t/ha DLS	5	30000	0,40	2130	93	5	870
08/11/11	50 t/ha DLS	5	25000	0,30	1775	78	4	725
18/11/11	Semeadura de milho	5	200	0,00	100	16	19	0

DLS - Dejetos líquido da suinocultura.

O modelo ANIMO considera quatro tipos de matéria orgânica fresca (Kroes e Roelsma, 1998). Elas são especificadas nas diferentes formas, dependendo de sua origem (gado, dejetos suínos e aves, esterco seco de galinha, raízes dos restos culturais, matéria orgânica subsolada das raízes e pastagens). Três tipos de matéria mineral  $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{NO}_3\text{-N}$  e  $\text{PO}_4\text{-P}$ , como fertilizante mineral (Tabela 4-3) foram adicionados ao sistema do solo. As frações são definidas para cada matéria orgânica e minerais, quer de acordo com a sua solubilidade (solúvel, parcialmente solúvel e sólido) ou dependendo de suas taxas de decomposição (rápido, lento e muito lento). Neste estudo, as taxas de decomposição de primeira ordem para todas as frações da matéria orgânica, bem como taxas de decomposição de outros materiais orgânicos, dissolvidos, matéria orgânica, húmus e exsudatos, foram mantidos idênticos aos propostos por Kroes e Roelsma (1998).

Na aplicação dos modelos SWAP e ANIMO, os resultados obtidos para as séries temporais observadas e simuladas foram comparados utilizando-se análise estatística do coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe - COE. O COE foi calculado pela expressão:

$$COE = 1 - \frac{\sum_{t=1}^n (E_{ob} - E_{cal})^2}{\sum_{t=1}^n (E_{ob} - E_m)^2} \quad \text{Eq. 4-14}$$

onde,

$E_{ob}$  - valor observado;

$E_{cal}$  - valor calculado;

$E_m$  - média dos valores observados no período.

COE - coeficiente de Nash-Sutcliffe (pode variar até 1 que representa eficiência máxima do modelo).

## 5.0 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nos itens 5.1 a 5.4 são apresentados os resultados do estudo. O item 5.1 traz a discussão do processo hidrológico, no item 5.2 é discutido os escoamentos em solos com diferentes manejos. No item 5.3 é discutido o transporte de espécies químicas e no item 5.4 a simulação numérica do transporte de nitrogênio e fósforo.

### 5.1 Processo Hidrológico

Neste item é apresentada na íntegra a parte dos resultados do artigo submetido para publicação na *Hydrological Sciences Journal*, em setembro de 2012, intitulado "Runoff from soils under different management and simulated rainfall regimes in southern Brazil". Este artigo refere-se à análise do processo de escoamento no solo dos sete lisímetros instalados nas quatro bacias.

Na Tabela 5-1 são apresentadas as alturas de chuva simuladas, as umidades iniciais e finais e os tempos de início do escoamento superficial e de drenagem interna, em cada ensaio de simulação de chuva, em cada lisímetro. Em cada período, são apresentadas as séries com até quatro ensaios realizados. No total foram realizados 69 ensaios, sendo 24 na bacia do Potiribu (LPC e LPD), 7 na bacia de Guaporé (LGT), 34 na bacia de Ribeirão Concórdia (LCM, LCR, LCP) e 4 na bacia do Barigui (LBP). O número de ensaios em cada lisímetro foi variável devido a problemas operacionais, associados principalmente as grandes distâncias entre eles (de 200 a 1.000 km).

As alturas de chuva aplicadas nos ensaios variaram entre 31,3 e 238,0 mm. Estes valores podem ser comparados com as alturas de chuva geradoras de enchentes na bacia do Potiribu, em 1992 de 396,5 mm em 26 horas, com intensidade máxima de  $104 \text{ mm h}^{-1}$  ocorrida durante 10 minutos (Chevallier e Dhein, 1993), e na região da bacia do Ribeirão Concórdia, em 2008, com 309,6 mm em 24 h (Pinheiro e Severo, 2010).

Os tempos de iniciação do escoamento superficial variaram entre 0,3 e 75 min, com valor médio de 15,0 min (Tabela 5-1). Estes valores podem ser comparados com aqueles obtidos por Carlesso et al. (2011) em ensaios de simulação, com intensidades de chuva variando entre 31 e  $125 \text{ mm h}^{-1}$ , em 3 solos com cobertura vegetal do Sul do Brasil, cujos tempos de iniciação dos escoamento superficial variaram entre 2,8 e 28,3 min. Ao longo da série de ensaios em cada período, os tempos médios de iniciação de escoamento superficial variaram, devido às condições iniciais do teor de água do solo e

do manejo do solo. Nos primeiros ensaios da série, o tempo de iniciação médio do escoamento superficial foi 21,2 min e, no segundo, de 7,5 min. Estes resultados corroboram com aqueles obtidos por Darboux e Huang (2005) e Carlesso et al. (2011). No entanto, nos terceiros ensaios da série, realizados após a mobilização do solo na superfície, o tempo de iniciação médio do escoamento superficial aumentou para 19,9 min. Na sequência, nos últimos ensaios da série, houve redução do valor médio para 10,8 min. Isto evidencia que a redução da rugosidade superficial do solo provocada pelo impacto da gota de chuva, conforme descrito por Darboux et al. (2001), proporcionou a redução do tempo de iniciação do escoamento superficial. Além disto, nota-se que os tempos de iniciação do escoamento superficial e da drenagem interna médios nos solos com maior mobilização da superfície do solo (LPC, LCM e LCR) foram cerca de duas vezes superiores ao valor médio dos lisímetros com pouca mobilização (LPD, LGT, LCP e LBP). Resultados similares foram obtidos por Darboux e Huang (2005), que obtiveram tempos de iniciação do escoamento maiores em superfícies com maiores rugosidades.

O tempo médio de início da drenagem foi maior do que o tempo obtido para início do escoamento superficial. No entanto, a evolução dos valores médios ao longo das séries de ensaios apresentou comportamento semelhante ao observado para o escoamento superficial. Também foi possível observar que, na média, a mobilização do solo na superfície dos solos aumentou o tempo de início da drenagem interna de 16 min. (segundo ensaio) para 26,9 min. (terceiros ensaios). Pode-se considerar que a desestruturação promovida pela mobilização tenha alterado (reduzido) a macroporosidade da camada superficial do solo. Essa condição também foi observada por Roth et al. (1988) quando em um Oxisol manejado durante dez anos sob condição de plantio direto e sistema convencional (grande mobilização) verificaram uma menor presença de macroporos na camada superficial do plantio direto. Por outro lado, abaixo da camada de solo mobilizada, a macroporosidade pode ter sido reduzida, conforme descrito por Bronick e Lal (2005). O efeito combinado destes dois fatores deve ter reduzido a capacidade de escoamento de água no solo, aumentando o tempo de início da drenagem interna.

Na Tabela 5-2 são apresentadas as intensidades de chuva aplicada, as taxas de escoamento superficial, de infiltração e de drenagem. Estas taxas foram determinadas ao final dos ensaios, quando o escoamento superficial encontrava-se perto da constância. Na Figura 5-1 são apresentadas taxas de infiltração e as vazões do escoamento

superficial em quatro séries de ensaios, sendo dois com elevadas intensidades de chuva e dois com intensidades baixas. As intensidades de chuva (P) variaram entre 29,6 e 140,5 mm h<sup>-1</sup>. Para chuva com duração de 75 min. na região Sul do Brasil, tomando-se por base a equação de chuvas intensas estabelecidas por Back (2002) na área da bacia do ribeirão Concórdia e por Sampaio (2011) na bacia do Potiribu, estas intensidades representam eventos pluviométricos frequentes e raros, com períodos de retorno da ordem de 1 e de 1000 anos, respectivamente.

As taxas de escoamento superficial variaram entre 0 e 98,6 mm h<sup>-1</sup>, tendo sido em média de 9,4 mm h<sup>-1</sup> nos primeiros ensaios da série. Este valor médio representa cerca de 16% da intensidade média da chuva aplicada. Nos segundos ensaios da série, a relação aumentou para 27%, tendo diminuído nos terceiros ensaios, para 17% e, novamente aumentado, nos quartos ensaios para 35%. Estes valores são inferiores aqueles obtidos por Carlesso et al. (2011) em três solos do Sul do Brasil, cujas relações entre as intensidades da chuva e as taxas de escoamento superficial variaram entre 12,1 e 88,2% nos primeiros ensaios da série e entre 32,6 e 96,3% nos ensaios efetuados no segundo dia.

Em 14 dos 69 ensaios o escoamento superficial não foi gerado. Valores de escoamento superficial nulo ou inferiores a 1 mm estão relacionados com as chuvas cujas intensidades foram inferiores a 50 mm h<sup>-1</sup>. No entanto, no solo LCM em 01/2010, a intensidade de chuva de 124,0 mm h<sup>-1</sup> também não gerou escoamento superficial. Nesse caso, verificou-se que essa condição ocorreu quando o milho encontrava-se em seu estágio de desenvolvimento máximo (75 dias após a semeadura e com 1,65 m de altura). A interceptação pelas folhas da planta e o armazenamento de água na zona de raízes devem ter contribuído para a redução da drenagem interna. Por outro lado, intensidade de precipitação similar aplicada no ensaio de 11/2009, período no qual o milho encontrava-se no estágio de desenvolvimento inicial (14 dias após a semeadura e com 12 cm de altura), gerou uma taxa de escoamento superficial de 41,6 mm h<sup>-1</sup>. Isto foi provocado, provavelmente, pela presença da crosta, já que o solo foi revolvido na semeadura e o milho neste estágio estava proporcionando uma baixa cobertura vegetal. O milho na condição de maior porte proporciona uma maior cobertura vegetal ao solo e, conseqüentemente, uma maior proteção ao efeito das gotas de chuva no solo, com maior interceptação da água, evitando com isso o selamento superficial.

Dos 69 eventos simulados, a taxa de infiltração no final do ensaio variou entre 12,0 e 136,3 mm h<sup>-1</sup>. O valor médio desta taxa de infiltração aumentou ao longo dos

ensaios da série, passando do valor médio de  $51,2 \text{ mm h}^{-1}$  nos primeiros ensaios para  $54,5 \text{ mm h}^{-1}$  nos segundos ensaios. Nos terceiros ensaios, o valor médio da taxa de infiltração final foi de  $48,8 \text{ mm h}^{-1}$ , provocada provavelmente pelo aumento da retenção de água na superfície do solo devido ao revolvimento do solo e a abertura de sulco. Isto fica evidenciado quando se compara as taxas médias de infiltração dos solos com muita e com pouca mobilização. Nos solos com muita mobilização, a redução da taxa média de infiltração final dos segundo para os terceiro ensaios foi de 15,4% enquanto nos solos com pouca mobilização foi de 9,2%. Tendo-se por base os resultados do trabalho de Thompson et al. (2010), pode-se afirmar que a capacidade de retenção superficial foi reduzida dos terceiros para os quartos ensaios devido ao rearranjo das partículas provocado pelo impacto das gotas de chuva, de modo que a taxa média de infiltração no final dos ensaios aumentou.

Além disto, é importante notar que as taxas de infiltração, nos ensaios que geraram escoamento superficial, também foram variáveis em função da intensidade da chuva aplicada, conforme é mostrado na Figura 5-1. Esta variação na intensidade da chuva nos ensaios realizados, provocada, sobretudo, pelas condições climáticas atuantes, dificulta a análise dos fatores atuantes nas taxas de infiltração final. Nos ensaios com baixa intensidade de chuva, foi gerado escoamento superficial quando as taxas de infiltração são muito inferiores àquelas registradas nos ensaios com elevadas intensidades de chuva. No lisímetro LCM, as taxas de infiltração no final dos ensaios com intensidade de chuva superior a  $100 \text{ mm h}^{-1}$ , que podem ser consideradas como constantes, foram superiores a  $98,0 \text{ mm h}^{-1}$ . No entanto, para intensidades de chuva entre  $47,4$  e  $53,7 \text{ mm h}^{-1}$  foi gerado escoamento superficial com taxas de infiltração final superiores a  $32,0 \text{ mm h}^{-1}$ . Resultados similares são mostrados na Figura 5-1 para o lisímetro LPD e, que foram obtidos para os demais manejos. Deste modo, fazendo-se a correlação entre as intensidades de chuva e as taxas de infiltrações finais obtém-se um coeficiente de determinação de Pearson da ordem de 0,62. As variações das taxas de infiltração em função da intensidade de chuva poderiam ser explicadas pelos aumentos da pressão gravitacional na superfície do solo devido o aumento da água armazenada. As elevadas intensidades de chuva disponibilizam maior volume de água na superfície, proporcionando aumento da carga hidráulica, que condicionam a capacidade de infiltração de água no solo.

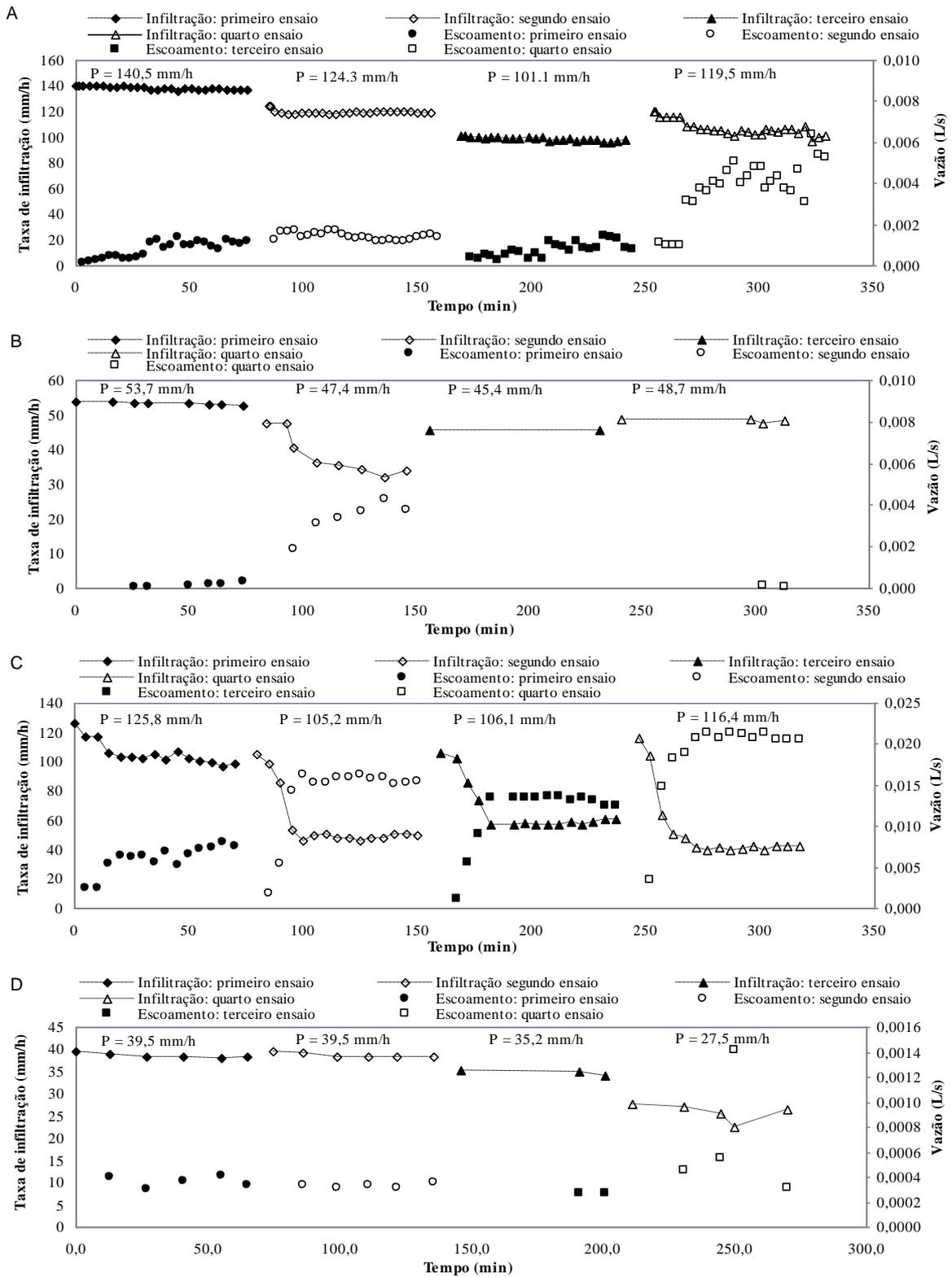


Figura 5-1- Taxas de infiltração e de escoamento superficial no solo dos ensaios sobre os lisímetros LCM (A e B) e LPD (C e D). P corresponde a chuva aplicada.

Tabela 5-1- Chuva aplicada, teor de água inicial e final e tempo de início de escoamento superficial e de drenagem interna.

Lisímetro	Data	Primeiro ensaio					Segundo ensaio					Terceiro ensaio					Quarto ensaio				
		P	$\theta_i$	$\theta_f$	$t_{esc}$	$t_{dre}$	P	$\theta_i$	$\theta_f$	$t_{esc}$	$t_{dre}$	P	$\theta_i$	$\theta_f$	$t_{esc}$	$t_{dre}$	P	$\theta_i$	$\theta_f$	$t_{esc}$	$t_{dre}$
		mm	%	%	min	min	mm	%	%	min	min	mm	%	%	min	min	mm	%	%	min	min
LPC	08-09	141,4	31,0	50,0	9,0	13,0	130,6	38,5	53,2	4,0	12,0	141,4	40,0	53,2	16,0	15,0	171,8	40,2	52,9	4,0	17,0
	01-10	50,4	38,7	54,6	75,0	44,0	117,3	42,8	47,2	5,0	11,0	46,0	47,5	49,4	66,0	54,0	138,5	44,7	49,2	1,0	20,0
	07-10	48,5	30,7	50,6	71,0	101,0	55,4	39,6	50,6		41,0	46,0	38,8	48,7		70,0	37,8	43,3	48,9		67,0
LPD	08-09	159,4	35,1	50,7	5,5	14,0	133,2	46,3	50,7	1,8	11,0	141,5	45,8	50,7	6,0	14,0	153,1	46,6	50,6	1,0	18,0
	01-10	54,8	37,7	49,4	13,0	51,0	119,6	43,8	48,5	1,8	10,0	45,0	45,8	50,7	17,0	25,0	147,6	47,1	48,5	2,0	9,0
	07-10	48,8	36,0	47,0	5,0	45,0	52,4	33,3	48,5	6,0	28,0	44,6	43,6	47,4	27,0	20,0	38,0	42,9	49,2	8,0	24,0
LGT	02-10	42,6	35,0	40,0	22,8	65,0	108,2	41,7	53,5	2,0	23,0	40,5	41,7	50,7	33,0	50,0	106,3	44,5	50,7	1,5	15,0
	07-10	79,8	40,3	49,2	2,0	11,0	73,7	41,0	48,3	7,0	11,0	67,8	43,5	47,6	0,3	1,0					
LCM	01-09	182,6	34,0	39,4	2,9	9,0	156,4	37,0	40,4	1,9	6,8	134,8	34,4	40,4	3,5	10,8	238,0	37,2	40,4	1,8	13,6
	11-09	168,3	35,8	38,4	3,0	8,5	147,8	37,9	39,3	2,0	7,0										
	12-09	48,9	38,4	39,8	28,0	42,0															
	01-10	45,0	38,5	40,4		23,3	155,0	34,5	36,5		7,4										
	07-10	68,5	31,3	40,4	28,0	16,0	59,3	38,7	41,6	2,5	14,0	57,1	21,4	35,0		30,0	60,9	27,4	35,0	61,0	17,0
LCR	01-11	107,2	21,5	34,0	31,0	37,0	86,7	33,4	37,4	9,0	15,0	99,3	37,0	38,7	6,0	13,0	125,2	37,6	39,0	0,5	9,0
	01-10	44,9	34,0	40,2	34,2	48,8	119,8	35,3	41,9	3,2	19,8										
	07-10	51,6	37,7	41,0	5,0	22,0	56,1	39,7	41,0	5,0	18,0	70,3	26,5	42,3	-	31,0	69,4	38,2	41,9	21,0	45,0
LCP	01-11	63,2	20,4	36,8	62,0	67,0	83,0	34,1	36,9		13,0	69,7	34,0	41,2	24,0	16,0	69,7	35,3	37,5	17,0	15,0
	12-09	86,3	40,1	46,0	10,0	79,0															
	01-10	45,0	45,0	47,1	8,5	34,8	108,0	44,0	47,5	5,7	33,1										
	07-10	59,5	40,6	48,0	7,0	23,0	61,8	44,0	47,5	4,0	13,0										
LBP	01-11	31,3	35,1	46,0		40,0	81,7	45,0	47,1		17,0										
	07-09	83,6	37,7	42,5	1,0	10,2	40,9	39,9	44,8	5,1	8,8										
Média	07-10	76,8	30,4	46,1		34,0	54,4	47,0	50,4	62,0	16,0										
		77,8	35,0	44,2	21,2	36,5	95,3	39,9	45,4	7,5	16,0	77,2	38,5	45,8	19,9	26,9	113,0	40,4	45,3	10,8	22,5
Desvio padrão		44,02	5,70	5,34	26,53	24,47	37,17	4,27	5,35	14,19	8,86	38,79	7,77	5,66	19,52	19,90	60,68	5,66	6,12	18,05	16,87

P - altura de chuva;  $\theta_i$  - umidade inicial;  $\theta_f$  - umidade final;  $t_{esc}$  - tempo de início do escoamento superficial;  $t_{dre}$  - tempo de início da drenagem interna; LPC - Lisímetro com Semeadura Convencional (Potiribu); LPD - Lisímetro com Semeadura direta (Potiribú); LGT - Lisímetro de Guaporé; LCM, LCR, LCP - Lisímetros do Ribeirão Concórdia; LBP - Lisímetro de Barigui (Curitiba).

Tabela 5-2 - Intensidade da chuva, taxas de escoamento superficial, de infiltração e de drenagem interna (mm h<sup>-1</sup>).

Lisímetro	Data	Primeiro ensaio				Segundo ensaio				Terceiro ensaio				Quarto ensaio			
		P	Qr	I	Qd	P	Qr	I	Qd	P	Qr	I	Qd	P	Qr	I	Qd
LPC	8/09	111,7	25,7	85,9	97,0	101,8	58,6	43,2	20,6	110,2	65,9	44,3	14,3	133,9	98,6	35,3	16,9
	1/10	37,8	0,0	37,8	27,8	90,2	44,2	46,0	29,6	35,4	0,2	35,1	26,8	109,3	52,7	56,7	71,0
	7/10	38,8	0,0	38,8	13,3	43,7	0,0	43,7	26,8	36,3	0,0	36,3	16,7	30,2	0,0	30,2	20,2
LPD	8/09	127,5	27,1	100,4	107,8	106,6	55,1	51,5	73,2	108,9	46,9	61,9	81,4	122,5	75,1	47,4	58,9
	1/10	41,1	0,1	41,0	44,4	92,0	11,9	80,1	86,6	34,2	0,2	33,9	25,1	116,5	29,6	86,9	93,8
	7/10	39,0	1,4	37,7	23,0	41,4	1,2	40,2	35,2	35,2	1,0	34,2	26,2	29,6	3,1	26,5	34,0
LGT	2/10	32,8	0,3	32,5	0,2	85,9	30,7	55,2	18,3	32,0	0,5	31,5	4,5	83,6	52,9	30,6	20,5
	7/10	43,0	0,7	42,3	24,9	44,0	1,2	42,8	33,8	43,0	3,0	40,0	31,2				
LCM	1/09	140,5	4,1	136,3	38,6	124,3	5,2	119,1	76,4	101,1	4,9	96,2	96,7	119,5	27,0	92,5	81,0
	11/09	131,1	59,9	71,2	82,9	124,1	41,6	82,5	84,7								
	12/09	35,4	1,1	34,3	15,0												
	1/10	36,5	0,0	36,5	46,9	124,0	0,0	124,0	89,1								
	7/10	53,7	0,9	52,8	33,6	47,4	14,5	33,0	26,3	45,4	0,0	45,4	33,1	48,7	0,0	48,7	50,7
	1/11	74,8	7,4	67,4	34,4	63,7	2,1	61,6	61,9	75,8	4,7	71,1	67,9	69,3	3,6	65,7	79,4
LCR	1/10	37,9	0,6	37,4	23,1	95,2	7,0	88,2	47,2								
	7/10	41,3	22,9	18,4	11,2	44,6	27,2	17,4	13,8	49,6	0,0	49,6	38,5	55,5	0,0	55,5	63,1
	1/11	44,6	0,0	44,6	37,8	44,6	0,0	44,6	39,5	55,8	1,0	54,8	51,8	55,8	0,9	54,9	43,6
LCP	12/09	45,0	1,4	43,7	20,0												
	1/10	36,0	11,1	24,9	35,5	86,4	65,0	21,4	18,2								
	7/10	50,3	38,3	12,0	14,8	53,0	39,3	13,7	32,3								
	1/11	37,5	0,0	37,5	28,3	54,6	0,0	54,6	61,6								
LBP	7/09	111,5	13,4	98,2	85,9	40,9	9,5	31,4	41,2								
	7/10	47,5		46,9	43,8	54,4	1,2	53,2	53,4								
Média		60,7	9,4	51,2	38,7	74,4	19,8	54,6	46,2	58,7	9,9	48,8	39,6	81,2	28,6	52,6	52,8
Desvio padrão		35,8	15,8	29,5	28,5	30,4	22,4	29,6	24,5	29,8	22,6	18,6	27,4	37,8	34,6	21,3	26,1

P - intensidade de chuva; Qr - taxa de escoamento superficial; I - taxa de infiltração; Qd - taxa de drenagem interna.

Tabela 5-3 - Balanço hídrico nos ensaios (mm), indicando à chuva aplicada, o escoamento superficial, a drenagem e a variação de armazenamento.

Lisímetro	Data	Primeiro ensaio				Segundo ensaio				Terceiro ensaio				Quarto ensaio			
		P	ES	D	ΔS	P	ES	D	ΔS	P	ES	D	ΔS	P	ES	D	ΔS
LPC	08-09	141,4	29,7	93,6	18,1	130,6	55,5	70,1	5,0	141,4	65,5	58,8	17,1	171,8	105,7	61,2	4,9
	01-10	50,4	0,0	29,0	21,4	117,3	51,1	60,5	5,6	46,0	0,1	28,7	17,2	138,5	49,3	77,9	11,3
	07-10	48,5	0,1	35,9	12,5	55,4	0,0	53,5	1,9	46,0	0,0	32,0	13,9	37,8	0,0	37,2	0,5
LPD	08-09	159,4	34,8	104,6	20,0	133,2	62,3	66,1	4,8	141,5	52,3	86,3	2,9	153,1	84,6	65,3	3,2
	01-10	54,8	0,1	32,3	22,5	119,6	11,2	106,4	2,0	45,0	0,2	37,0	7,8	147,6	32,3	114,3	1,0
	07-10	48,8	1,5	41,6	5,6	52,4	1,3	50,7	0,4	44,6	0,5	42,4	1,7	38,0	2,8	35,1	0,2
LGT	02-10	42,6	0,4	1,0	41,2	108,2	27,3	46,3	34,7	40,5	0,4	26,8	13,3	106,3	43,1	58,9	4,2
	07-10	79,8	0,6	68,4	10,8	73,7	0,8	70,2	2,7	67,8	1,4	66,3	0,1				
LCM	01-09	182,6	3,6	161,7	17,3	156,4	6,5	143,1	6,7	134,8	3,7	127,0	4,1	238,0	36,9	195,1	6,0
	11-09	168,3	59,2	107,3	1,7	147,8	40,2	103,7	3,9								
	12-09	48,9	0,8	23,3	24,9												
	01-10	45,0	0,0	34,5	10,5	155,0	0,0	144,6	10,4								
	07-10	68,5	0,4	31,9	36,2	59,3	10,6	45,2	3,4	57,1	0,0	47,9	9,2	60,9	0,1	57,0	3,7
LCR	01-11	107,2	1,5	54,6	51,0	86,7	1,7	79,8	5,3	99,3	4,3	85,0	10,0	125,2	3,9	116,6	4,8
	01-10	44,9	0,5	33,6	10,7	119,8	7,6	97,9	14,3								
	07-10	51,6	23,6	19,2	8,8	56,1	29,9	22,8	3,5	70,3	0,0	63,0	7,3	69,4	0,6	68,5	0,3
LCP	01-11	63,2	0,0	25,6	37,7	83,0	0,0	61,9	21,1	69,7	0,5	58,5	10,7	69,7	0,6	67,3	1,8
	12-09	86,3	0,8	39,5	46,0												
	01-10	45,0	10,8	30,4	3,8	108,0	69,2	36,0	2,9								
	07-10	59,5	19,8	35,9	3,8	61,8	28,7	32,3	0,8								
LBP	01-11	31,3	0,0	18,5	12,8	81,7	0,0	72,4	9,3								
	07-09	83,6	8,9	49,3	25,4	40,9	2,1	30,1	8,7								
	07-10	76,8		39,9	36,9	54,4	0,2	53,5	0,7								
Média		77,8	9,0	48,3	20,9	95,3	19,3	68,9	7,1	77,2	9,9	58,4	8,9	113,0	30,0	79,5	3,5
Desvio padrão		44,0	15,4	36,5	14,4	37,2	23,4	33,8	8,0	38,8	22,0	28,4	5,6	60,7	36,0	44,2	3,2

P - altura de chuva; ES - lâmina de água escoada superficialmente; D - lâmina de água de drenagem profunda; ΔS - variação de armazenamento; LPC - Lisímetro com Semeadura Convencional (Potiribu); LPD - Lisímetro com Semeadura direta (Potiribú); LGT - Lisímetro de Guaporé; LCM, LCR, LCP - Lisímetros do Ribeirão Concórdia; LBP - Lisímetro de Barigui (Curitiba).

Na Tabela 5-3 são apresentados os componentes do balanço hídrico obtidos em cada ensaio de simulação de chuva, em cada lisímetro. O escoamento de drenagem interna variou entre 1,0 e 195,1 mm, correspondendo, em média, a 70% do total da chuva aplicada. Observa-se que na maioria dos ensaios, esse escoamento é maior que o superficial. No primeiro ensaio da série, realizado em fevereiro de 2010, no LGT, o escoamento de drenagem foi de apenas 1 mm, correspondendo a 2% da chuva aplicada. O escoamento de drenagem é fortemente influenciado pela condição de umidade inicial do solo, conforme foi demonstrado por Merdun et al. (2008) em solo argiloso, em parcelas experimentais na Turquia. Neste ensaio no LGT, a umidade inicial do solo foi cerca de 67% da condição de saturação. No entanto, foi feita uma análise de correlação entre as chuvas aplicadas e os escoamentos de drenagem em todos os ensaios efetuados nos diversos manejos dos lisímetros, e constatou-se que o coeficiente de determinação de Pearson ( $R^2$ ) foi 0,74.

A variação de armazenamento de água no solo variou entre 0,1 e 51,0 mm, com valores médios de 20,9 mm nos primeiros ensaios das séries e de 3,5 mm nos quartos ensaios das séries. O decréscimo não foi constante, tendo reduzido do primeiro para o segundo dia, cerca de 66% e, do segundo para o terceiro dia houve um acréscimo de cerca de 26%. Isto demonstra que as operações efetuadas na superfície do solo, no final do segundo dia de ensaio, proporcionaram aumento da disponibilidade de volume de armazenamento de água no solo, possivelmente resultando no aumento da evaporação da água na camada superior.

É importante observar os resultados obtidos nos solos da bacia do Potiribu, com muita (LPC) e com pouca mobilização (LPD), ambos com Latossolo, muito argiloso (+70%), com estrutura em micro-agregados que confere uma excelente drenagem a este solo. Nos primeiros ensaios da série, as variações de armazenamento de água nos solos dos dois lisímetros foram da mesma ordem de grandeza (17,33 mm no LPC e 16,03 mm no LPD). Nos ensaios seguintes, as variações de armazenamento no LPC foram superiores aquelas do LPD. No segundo ensaio, no solo com muita mobilização foi de 4,17 mm e com pouca mobilização de 2,40 mm e no quarto ensaio 5,57 e 1,47 respectivamente. Por outro lado, as lâminas de águas de escoamento de drenagem foram, em todos os ensaios, no LPD superiores aquelas do LPC, enquanto o escoamento superficial no lisímetro LPC foi superior aquele do LPPM. Os coeficientes de infiltração de água no solo obtidos pela relação entre a taxa de infiltração básica e a intensidade da precipitação sofrem o efeito das ações de mobilização do solo. Comparando-se os solos

dos lisímetros da bacia do Potiribu (LPC e LPD), nota-se que o revolvimento do solo no LPC produz alteração mais expressiva no coeficiente de infiltração do que a abertura do sulco na superfície da semeadura direta. Nos primeiros ensaios das séries, as evoluções dos coeficientes médios de infiltração tiveram a mesma tendência, porém com valores diferentes conforme é apresentado na Figura 4. Nos primeiros ensaios, os coeficientes de infiltração médios foram iguais a 0,86, porém no lisímetro com pouca mobilização, para o segundo, terceiro e quarto ensaio foi sempre maior àquele com maior mobilização. Verificou-se uma redução do coeficiente de infiltração do primeiro para o segundo ensaio e, devido ao revolvimento do solo no LPC e abertura de sulco no LPPM, houve um aumento deste coeficiente do segundo para o terceiro ensaio e, do terceiro para o quarto ensaio ocorreu redução. No entanto, as variações foram diferentes. A abertura do sulco no LPD promoveu o acréscimo do coeficiente de infiltração de 2% enquanto que o revolvimento do solo no LPC possibilitou um aumento do coeficiente de escoamento em 13%.

Nestes solos, dois aspectos devem ser considerados para tentar explicar os resultados obtidos. Em um primeiro momento, a mobilização do solo implica no aumento do tamanho dos poros e maior descontinuidade, conforme foi demonstrado por Lipiec et al. (2006). Segundo, no manejo com pouca mobilização do solo, a ação de raízes, de minhocas, de insetos presentes no solo, favorece a infiltração de água (Sato et al., 2012; Govaerts et al. 2007). A ação simultânea destes dois aspectos resulta em taxa de infiltração básica média em solos com pouca mobilização superior aquelas com muita mobilização.

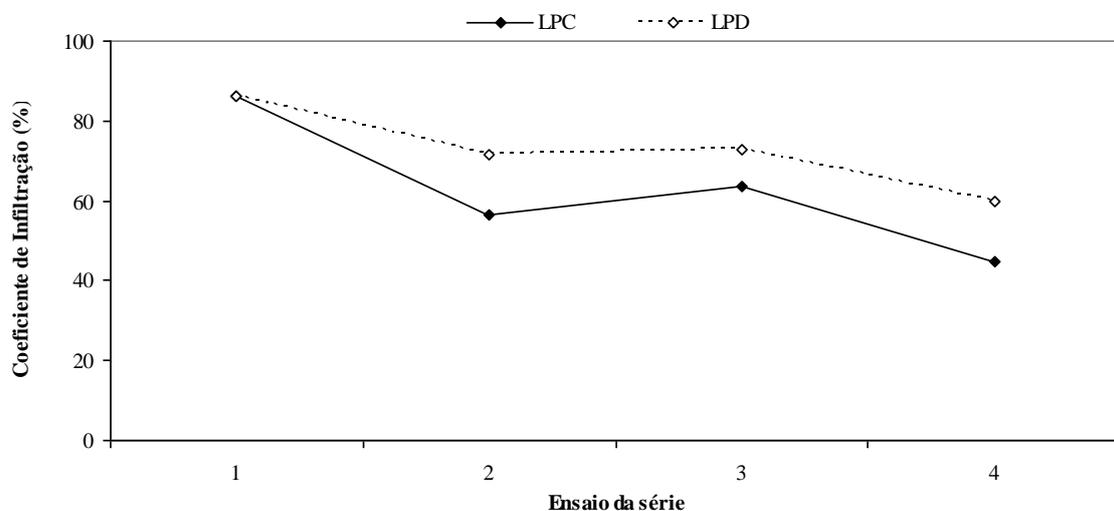


Figura 5-2 - Coeficientes de infiltração médios nos solos dos lisímetros com muita

(LPC) e pouca mobilização (LPD) do solo.

Na Figura 5-3 5 são apresentados os coeficientes de escoamento superficial ao longo das séries de ensaios. São apresentados os valores médios e máximos e para os lisímetros com muita e pouca mobilização do solo. Nota-se que os valores médios no primeiro e terceiro ensaios da série foram da ordem de 10,0% e no segundo e quarto ensaios da ordem de 22,7%. Os valores máximos variaram de 42,9 a 61,5%, com maior variação do terceiro para o quarto ensaio. Em relação à mobilização do solo, os efeitos não seguiram a mesma tendência ao longo das séries. No primeiro e segundo ensaios, os coeficientes de escoamentos superficiais no lisímetro com pouca mobilização são cerca de 11% inferiores aos dos lisímetros com muita mobilização. No entanto, no quarto ensaio, os coeficientes de escoamento superficial médios dos lisímetros com pouca mobilização foram cerca de 3 vezes superiores aqueles dos lisímetros com muita mobilização. Pode-se considerar que nos primeiros ensaios, o encrostamento existente nos solos com muita mobilização (Valentin e Bresson, 1992) possibilitou a geração de maior escoamento superficial. O revolvimento do solo rompeu este selamento, facilitando a infiltração de água no solo, com conseqüente redução do escoamento superficial dos lisímetros com muita mobilização. Além disto, o revolvimento na superfície do solo aumentou a rugosidade superficial, provocando aumento do volume de retenção de água e na taxa de infiltração de água no solo.

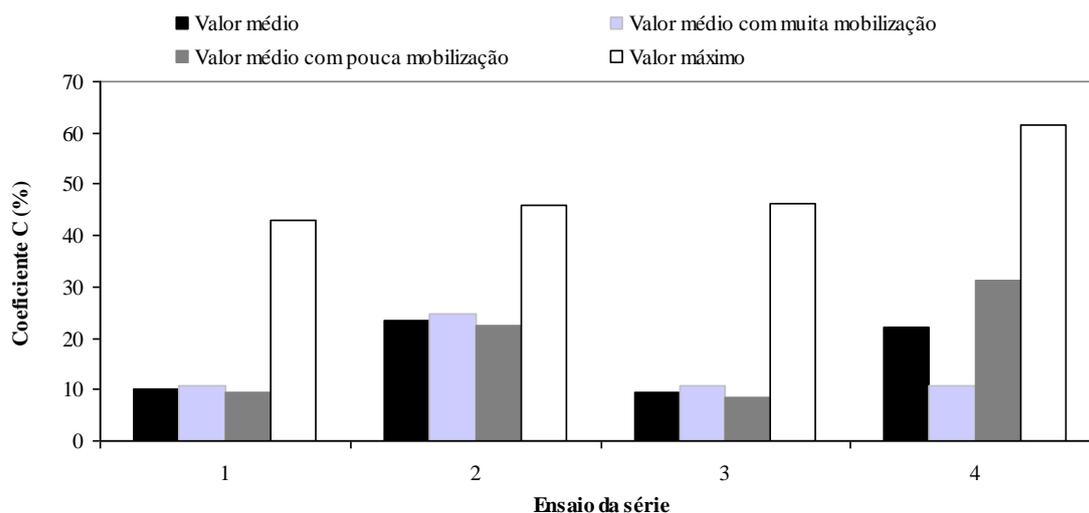


Figura 5-3 - Coeficiente de escoamento superficial (C) ao longo dos ensaios da série.

## 5.2 Escoamento em solos com diferentes manejos

Neste item é apresentado na íntegra a parte dos resultados do artigo aprovado para publicação na Revista Brasileira de Recursos Hídricos, 2012, volume 17 n° 4, outubro-dezembro 2012, intitulado "Escoamento superficial e de drenagem em solo com diferentes manejos e intensidades de chuvas simuladas". Este artigo refere-se a análise das chuvas simuladas e do processo de escoamento dos solos dos lisímetros instalados na bacia do Potiribu.

Na Tabela 5-4 são apresentadas as características dos ensaios de simulação de chuva realizados, assim como os resultados relacionados à chuva, ao escoamento superficial, ao escoamento de drenagem, à condutividade hidráulica saturada, entre outros. Nos cálculos do balanço hídrico foram desprezadas as perdas por evapotranspiração, visto que o intervalo de tempo do experimento é curto. As chuvas totais simuladas variaram entre 37,7 mm e 159,4 mm, que foi simulada em um tempo médio de 76,7 min. A intensidade de chuva variou entre 29,6 mm h<sup>-1</sup> e 133,87 mm h<sup>-1</sup>, cuja energia cinética gerada variou entre 0,18 J m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> e 76 J m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>. As diferenças entre a energia cinética aplicada, para intensidades de mesma magnitude, são devidas a ocorrência de chuvas naturais.

Fazendo-se uma análise de variância através da ANOVA, mostram que não existem diferenças significativas ( $p < 0,05$ ) para a variável duração (t), chuvas aplicada (P), intensidades (i) de chuva, energia cinética (E) gerada e teor de água inicial ( $\theta_i$ ) do solo.

Nota-se na Tabela 5-4 que o tempo de início do escoamento superficial ( $T_{i_{esc}}$ ) no solo com semeadura convencional é cerca de cinco vezes superior ao do solo com semeadura direta. As irregularidades da superfície gerada pela semeadura convencional aumentam a rugosidade e produzem retenção da água, proporcionando uma redução da velocidade do escoamento. Ressalta-se que em três ensaios com intensidade de chuva baixa não foi gerado escoamento superficial no solo com semeadura convencional. O tempo de início do escoamento de drenagem ( $T_{i_{dre}}$ ) também foi superior no solo com semeadura convencional, sendo a relação da ordem de 2 (Tabela 5-4).

Esses tempos de resposta de início de escoamento superficial e de drenagem maior no sistema convencional indicam que o sistema de semeadura direta apresenta maior capacidade de infiltração. Comparando-se o escoamento superficial total entre si, verifica-se que o solo com semeadura convencional gerou 30,0 mm de escoamento e o

solo com semeadura direta 23,7 mm. Para chuva com intensidade baixa (menor que 55 mm h<sup>-1</sup>), o solo com semeadura direta gerou mais escoamento superficial do que aquele com semeadura convencional. Em contrapartida, para chuva com intensidade elevada, tem-se o contrário, a semeadura convencional gerou mais escoamento superficial do que a semeadura direta.

Na semeadura convencional a superfície apresenta depressões, que promovem a retenção da água, formando empoçamentos (Carvajal et al, 2006; Lal e Shukla, 2004; Borselli e Torri, 2010). Para chuvas com intensidades baixas, o volume precipitado pode não ser suficiente para promover a ligação das superfícies de água retidas, dificultando dessa maneira a ocorrência do escoamento superficial. Para intensidades de chuva elevadas, as depressões são rapidamente preenchidas, de modo que a geração de escoamento superficial ocorra em maior quantidade. Isso se reflete nos coeficientes de escoamento superficial calculado para o conjunto de ensaios. Eles foram mais elevados no solo com semeadura convencional (C=21,46%) do que na semeadura direta (C=17,22 %).

Verifica-se que a infiltração foi maior no solo com semeadura direta (71,1 mm) do que naquele com semeadura convencional (63,7 mm). A presença de maior quantidade de matéria orgânica e restos culturais devido à semeadura direta auxiliam na formação da estrutura do solo (agregados e vida microbiana) e menor índice de SAR (relação de adsorção de sódio) que diminuem a floculação e conseqüente desprendimento de argila e presença de agregados coesivos. Além disso, a macroporosidade e a presença de canalículos e de canais preferenciais criados por minhocas, besouros, cigarras e outros sulcadores abaixo dos primeiros milímetros do solo promovem grande capacidade de drenagem como foi mostrado por Azooz e Arshad (1996) e Cavalieri et al. (2009). Bertol et al, (2000) e Buczko et al., (2006) comprovaram que em solos cultivados no sistema conservacionista, a conectividade entre os poros e a presença da macroporosidade provocada pela ação biológica é extremamente superior aos solos cultivados no sistema convencional.

Tabela 5-4 - Características dos ensaios de simulação de chuva. De 1A a 1D primeiro ensaio, 2A a 2D segundo ensaio, 3A a 3D terceiro ensaio, 4A a 4D quarto ensaio na semeadura convencional e semeadura direta.

Ensaio	Data	Superfície solo	t min	P mm	i mm <sup>h-1</sup>	E J m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup>	θ <sub>i</sub> (%)	θ <sub>f</sub> (%)	T <sub>iesc</sub> min	T <sub>idre</sub> min	Esc mm	Dren mm	Infil mm	ΔS mm	K <sub>s</sub> mm <sup>h-1</sup>	C %	Cinf
Semeadura Convencional																	
1A	10/08/09	Aveia	76	141,44	111,66	37,79	28,78	44,80	9	17	29,72	42,61	111,72	69,11	86,98	21,01	0,79
1B	11/08/09	Aveia	77	130,60	101,77	70,60	40,72	49,04	4	26	55,50	24,07	75,1	51,03	15,06	42,50	0,58
1C	12/08/09	Solo revolvido	77	141,40	110,18	23,08	41,19	49,11	16	26	65,54	17,75	75,86	58,11	29,06	46,35	0,54
1D	13/08/09	Solo revolvido	77	171,80	133,87	51,30	41,43	48,79	4	31	105,67	16,22	66,13	49,91	16,75	61,51	0,38
2A	27/01/10	Palha	80	50,40	37,80	0,46	38,66	47,22	65	49	3,37	21,00	47,03	26,03		6,69	0,93
2B	28/01/10	Palha	78	117,26	90,20	5,89	42,77	47,45	5	15	51,10	41,53	66,16	24,63	38,37	43,58	0,56
2C	29/01/10	Solo revolvido	78	46,00	35,38	1,31	44,68	50,73	66	54	0,05	28,71	45,95	17,24		0,11	1,00
2D	30/01/10	Solo revolvido	76	138,50	109,34	23,64	45,75	47,13	1	20	49,33	81,89	89,17	7,28	36,03	35,62	0,64
3A	13/07/10	Aveia	75	48,50	38,80	0,46	37,33	49,53	7	107	0,10	44,94	48,4	3,46		0,21	1,00
3B	14/07/10	Aveia	76	55,35	43,70	0,58	37,02	50,16	sd	41	0,00	53,45	55,35	1,90		0,00	1,00
3C	15/07/10	Solo revolvido	76	45,98	36,30	0,12	41,70	48,20	sd	70	0,00	37,04	45,98	8,94		0,00	1,00
3D	16/07/10	Solo revolvido	75	37,75	30,20	0,45	44,12	46,94	sd	67	0,00	37,24	37,75	0,51		0,00	1,00
Média			76,7	93,75	73,27		40,35	48,26	19,67	43,58	30,03	37,20	63,72	26,51	37,04	21,46	0,79
Semeadura Direta																	
1A	10/08/09	Aveia	75	159,40	127,52	61,26	31,45	54,26	5	18	34,83	95,61	124,57	28,96	96,95	21,85	0,78
1B	11/08/09	Aveia	75	133,20	106,56	50,82	43,28	52,91	2	24	62,31	14,09	70,89	56,8	35,47	46,78	0,53
1C	12/08/09	Aveia e sulco	78	141,50	108,85	42,71	21,39	52,79	6	23	52,28	6,28	89,22	82,94	45,23	36,95	0,63
1D	13/08/09	Aveia e sulco	75	153,10	122,48	76,00	43,37	54,42	1	22	84,60	15,28	68,5	53,22	20,58	55,26	0,45
2A	27/01/10	Palha	80	54,80	41,10	0,34	44,46	54,62	2	51	0,09	32,25	54,71	22,46	39,72	0,16	1,00
2B	28/01/10	Palha	78	119,60	92,00	7,54	42,77	49,42	2	10	11,20	106,43	108,4	1,97	75,71	9,36	0,91
2C	29/01/10	Palha e sulco	79	45,00	34,18	1,32	44,68	49,24	3	25	0,20	37,04	44,8	7,76	37,66	0,44	1,00
2D	30/01/10	Palha e sulco	76	147,60	116,53	18,52	45,75	48,54	2	9	32,31	114,29	115,29	1,00	74,52	21,89	0,78
3A	13/07/10	Aveia	75	48,75	39,00	0,41	34,54	50,90	5	45	1,53	44,58	47,22	2,64	37,89	3,14	0,97
3B	14/07/10	Aveia	76	52,44	41,40	0,34	46,51	50,95	6	28	1,29	50,73	51,15	0,42	38,06	2,46	0,98
3C	15/07/10	Aveia e sulco	76	44,59	35,20	0,32	46,34	51,91	14	20	0,50	42,44	44,09	1,65		1,12	0,99
3D	16/07/10	Aveia e sulco	77	37,99	29,60	0,18	47,06	52,18	8	24	2,76	35,06	35,23	0,17	23,53	7,27	0,93
Média			76,7	94,83	74,54		40,97	51,85	4,67	24,92	23,66	49,51	71,17	21,67	47,76	17,22	0,83

t - duração do ensaio; P - chuva total; i - intensidade da chuva; θ<sub>i</sub> - umidade inicial do solo; θ<sub>f</sub> - umidade final do solo; T<sub>iesc</sub> - tempo de início do escoamento superficial; T<sub>idre</sub> - tempo de início do escoamento de drenagem; Esc - escoamento superficial; Dre - escoamento de drenagem; Infil - infiltração; ΔS - variação de armazenamento de água no solo; E - energia cinética; K<sub>s</sub> - condutividade hidráulica de saturação da equação de Green e Ampt modificada; C - coeficiente de escoamento superficial; Cinf - coeficiente de infiltração.

Lanzanova et al. (2007) e Barcelos et al., (1999) mostram que manutenção de restos vegetais e a melhora nas condições químicas, facilitam a presenças de galerias, pequenos poros interconectados e outras condições que aumentam a infiltração no semeadura direta. Nos ensaios, o escoamento de drenagem médio foi de 53,1% da altura de chuva total no solo com semeadura convencional e de 64,0% com semeadura direta. Na série de ensaio com intensidade de chuva baixa, o escoamento em drenagem foi superior a 80,6% na semeadura convencional e a 91,6% na semeadura direta. Em condições naturais, o escoamento de drenagem profunda representa a recarga dos aquíferos freáticos.

Maiores valores dos coeficientes de infiltração e de drenagem no solo semeadura direta refletem em menor capacidade de armazenamento de água na camada não saturada do solo. Os resultados dos ensaios mostram que houve maior armazenamento de água no solo com semeadura convencional (média de 26,51 mm) que no solo com semeadura direta (média de 21,66 mm). Na semeadura convencional o salpicamento provocado pela ação das gotas da chuva em solos desnudos provoca a obstrução dos poros logo na camada superficial, bem como a argila dispersa provoca o entupimento dos canalículos e assim diminui capacidade de infiltração da água (Mouzai e Bouhadeh, 2003).

A alteração da superfície do solo na semeadura convencional afeta a infiltração de água mais que no sistema semeadura direta. No Latossolo que tem elevada percentagem de argila (tabela 3.1), o impacto da gota de chuva no solo provoca desagregação dessa fração de solo e posterior rearranjo, formando selo. Enquanto esse selo não é rompido pela energia da gota de chuva, o escoamento superficial pode ser gerado. Essa situação é mais significativa para chuva com intensidade baixa. Observando-se a energia aplicada após o revolvimento da camada superficial do solo (Tabela 5-4), percebe-se que no evento antecedente de 1D, onde o coeficiente de escoamento superficial foi de 62%, a energia aplicada foi de  $23,08 \text{ J m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ , enquanto no evento do dia 3D, o coeficiente foi 0 (zero), a energia aplicada pela chuva ( $0,12 \text{ J m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ) não foi capaz de formar o selo superficial, não gerando escoamento

Na Figura 5-4 são apresentadas as evoluções temporais das vazões do escoamento superficial em cada ensaio de simulação de chuva. No solo com semeadura direta ocorreu escoamento superficial em todos os ensaios, enquanto que aquele com semeadura convencional, não foram gerados escoamentos no primeiro ensaio da segunda série (intensidade de  $37,8 \text{ mm h}^{-1}$ ) e nos ensaios da terceira série, onde as

intensidades aplicadas foram inferiores a  $43,7 \text{ mm h}^{-1}$ . Nessa terceira série de ensaios, no solo com semeadura direta, as vazões escoadas superficialmente foram inferiores a  $0,001 \text{ L s}^{-1}$ .

Na primeira série de ensaios (ensaios 1A à 1D), onde a intensidade aplicada foi elevada (superior a  $100 \text{ mm h}^{-1}$ ), as vazões escoadas foram crescentes, de um ensaio para outro, tanto no semeadura direta quanto no convencional. No primeiro ensaio da série, a vazão média do escoamento superficial na semeadura direta foi de  $0,0060 \text{ L s}^{-1}$  e na semeadura convencional foi de  $0,0052 \text{ L s}^{-1}$ . A diferença entre as vazões (13,33%) pode ser resultante das intensidades diferentes aplicadas. No quarto ensaio, a vazão média do escoamento superficial no solo com semeadura convencional ( $0,0269 \text{ L s}^{-1}$ ) foi cerca de 30% superior aquela da semeadura direta ( $0,0205 \text{ L s}^{-1}$ ).

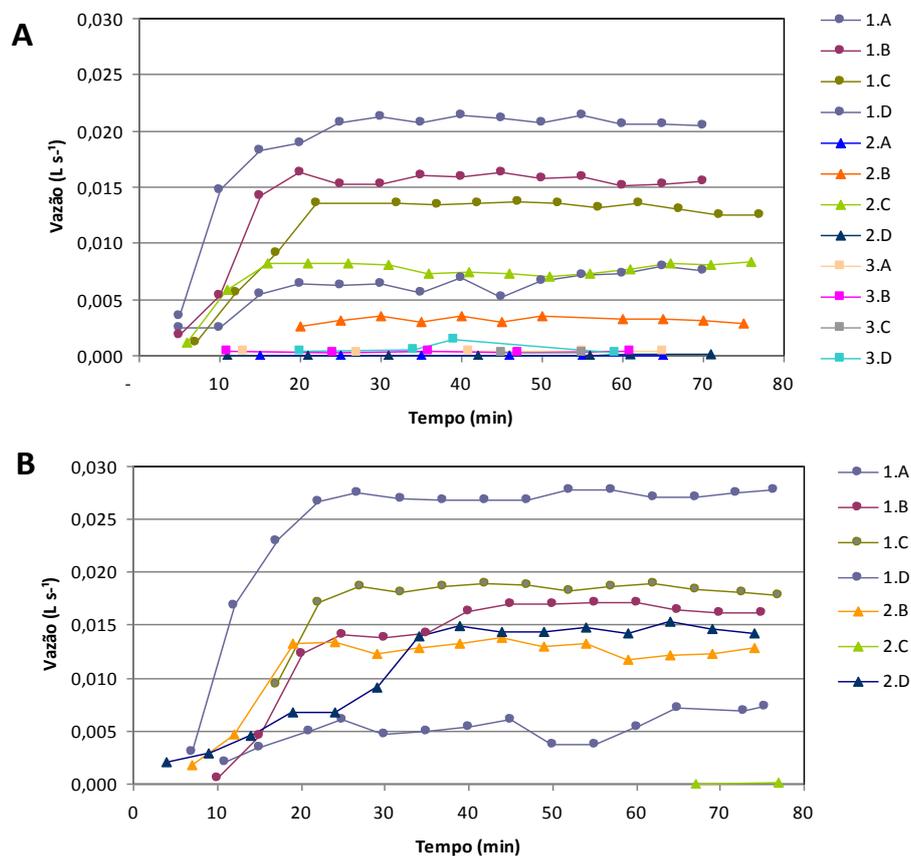


Figura 5-4 - Evolução temporal do escoamento superficial na semeadura direta (A) e semeadura convencional (B).

A terceira série de ensaios (3A à 3D) foi realizada com intensidades baixas (menor que  $55 \text{ mm h}^{-1}$ ). Nessa série, o solo com semeadura convencional não gerou escoamento superficial. No solo com semeadura direta, em todos os ensaios foi gerado

pouquíssimo escoamento superficial. A vazão média variou entre 0,00027 e 0,00068 L s<sup>-1</sup>. O menor valor ocorreu no ensaio realizado após a abertura do sulco e o maior no ensaio seguinte a este. A abertura de sulcos na superfície do lisímetro com semeadura direta proporcionou uma diminuição do escoamento superficial, provocada pela formação de depressões. Fox et al, (1998); Leite et al. (2004) citam que quanto mais drenagem este sulco, maior será a retenção de água por elas, retardando o início do escoamento superficial. Essa nova microtopografia contribui para o aumento na taxa de infiltração. Depois de cessada a chuva do terceiro ensaio dessa série, foi observada a formação de um selo na camada superficial do solo (de 1 a 3 mm de espessura). Esse selo foi responsável pelo aumento do escoamento superficial ocorrido no ensaio realizado no dia seguinte. Assim, enquanto a chuva não apresentou energia suficiente para rompê-la, um escoamento superficial foi gerado.

Na Figura 5-5 são apresentados os coeficientes de escoamento superficiais obtidos em cada ensaio. No solo com semeadura convencional, os coeficientes variaram entre zero e 61,51% e, na semeadura direta entre 0,16 e 55,26%. Os coeficientes de escoamento superficial são mais elevados para as chuvas com altas intensidades (superior a 130 mm h<sup>-1</sup>). Para as baixas intensidades (inferior a 55 mm h<sup>-1</sup>), os valores máximos dos coeficientes são de 6,69% no solo com semeadura convencional e 7,27% na semeadura direta.

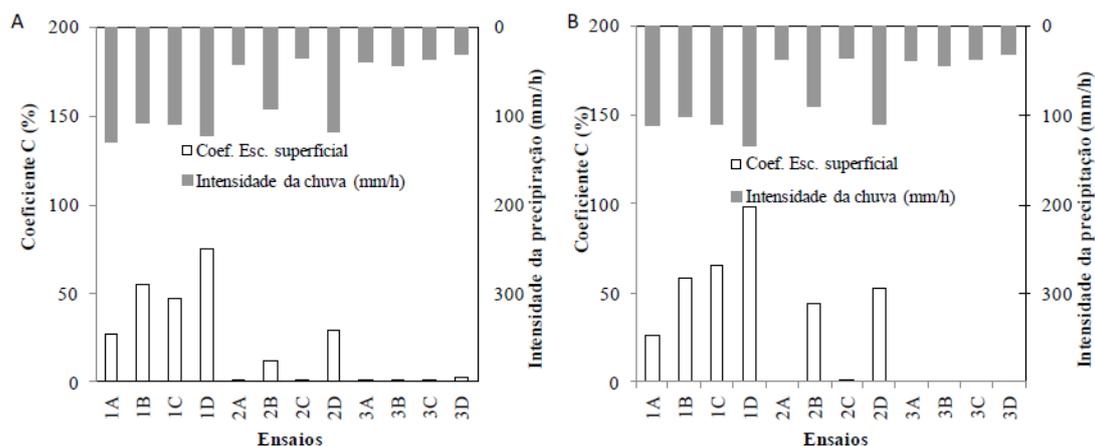


Figura 5-5 - Coeficientes de escoamento superficial (C), dos ensaios nos lisímetros com semeadura direta (A) e semeadura convencional (B).

Na semeadura direta sempre houve escoamento superficial, no entanto o coeficiente de escoamento superficial C foi muito reduzido quando a umidade do solo

foi baixa, logo no primeiro evento da série, e logo após a abertura de sulco, caracterizando um efeito de aumento da infiltração. Outros trabalhos têm apresentado coeficientes de escoamento superficial variáveis. Bertol et al. (2008) estudando o coeficiente de escoamento, em diferentes tipos de manejo de solo, com chuvas simuladas com intensidade entre  $61 \text{ mm h}^{-1}$  e  $72 \text{ mm h}^{-1}$ , obtiveram valores C entre 29% e 71% em parcelas de  $3,5 \times 11$  metros ( $38 \text{ m}^2$ ). Pinheiro et al. (2010) analisando eventos de cheias em uma bacia hidrográfica com uso e ocupação do solo rural obtiveram coeficientes de escoamento superficial variando entre 1,4% e 58,4%. Alencar et al. (2006), em bacia com atividades agrícolas, encontraram valor médio de coeficiente de escoamento superficial de 6,9% e valor máximo de 31,8%. Pinheiro e Rosa (2010) obtiveram coeficientes de escoamento superficial em bacias com florestas nativas e implantadas variando entre 0,9% e 7,9%. Nota-se que as bacias florestadas apresentaram pequenas variações.

Na Figura 5-6 são apresentadas as condutividades hidráulicas e as vazões de drenagem dos solos nos lisímetros. As condutividades hidráulicas correspondem às condições de saturação, no qual a intensidade da chuva gera escoamento superficial, conforme é definido o escoamento Hortoniano, porém nesta hipótese não é considerado o escoamento superficial gerado pela diminuição da infiltração devido ao selo superficial. Assim, nos ensaios em que não foi gerado escoamento superficial a condutividade não foi estabelecida. Isso ocorreu em um ensaio da semeadura direta, onde a intensidade da chuva foi de  $35,20 \text{ mm h}^{-1}$ . Esse ensaio ocorreu após a abertura do sulco, proporcionando maior capacidade de infiltração. No ensaio seguinte, onde a intensidade de chuva foi de  $29,60 \text{ mm h}^{-1}$ , foi gerado escoamento superficial e a condutividade hidráulica calculada foi de  $23,53 \text{ mm h}^{-1}$ . No segundo ensaio dessa série a condutividade hidráulica calculada foi de  $38,06 \text{ mm h}^{-1}$ , demonstrando que ela decresceu ao longo da série de ensaios. A diminuição da condutividade pode ter sido causada pelo transporte de material fino pelo escoamento de percolação, ocasionando redução das dimensões dos poros.

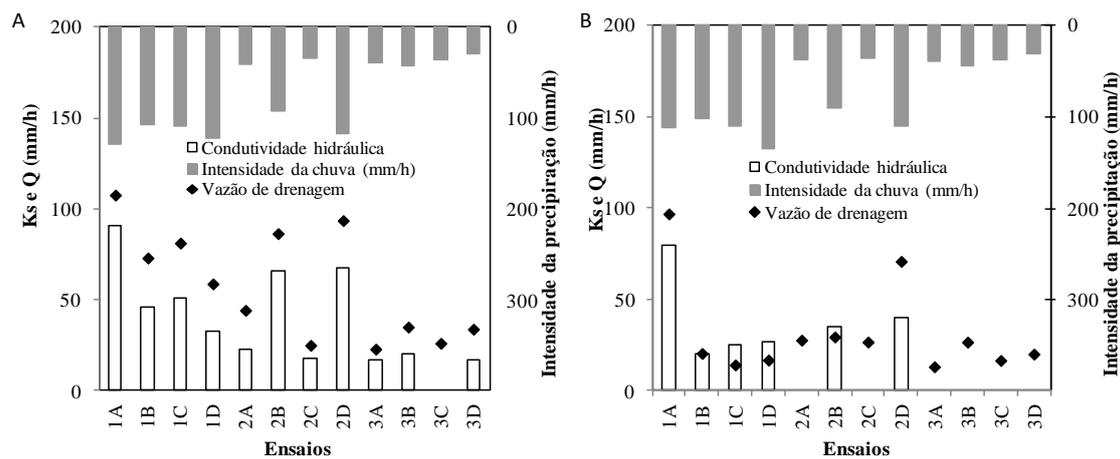


Figura 5-6 - Condutividade hidráulica e vazão de drenagem nos solos dos lisímetros com A - semeadura direta e B - semeadura convencional.

A primeira série de ensaios, com intensidade de chuva elevadas, tanto no solo com semeadura direta quanto no solo com semeadura convencional, os decréscimos da condutividade hidráulica ocorreram, do primeiro para o segundo ensaio e do terceiro para o quarto. As alterações da superfície efetuadas no final do segundo ensaio provocaram aumento da condutividade hidráulica calculada no terceiro ensaio. Na segunda série de ensaios, onde as intensidades da chuva foram variáveis entre baixa e alta, este comportamento na evolução nas condutividades hidráulicas não pode ser estabelecido. Igualmente para a terceira série de ensaios, com intensidades da chuva baixas, foi dificultada, sobretudo no solo com semeadura convencional, no qual não foi gerado escoamento superficial.

As vazões de drenagem no solo com semeadura direta foram superiores aquelas do solo com semeadura convencional. Na semeadura direta as vazões variaram entre 23,04 e 97,81  $\text{mm h}^{-1}$  e na semeadura convencional, entre 13,28 e 71,02  $\text{mm h}^{-1}$ . Na semeadura direta a formação de canalículos e galerias produzidas por microorganismos facilitam o escoamento de percolação. Por outro lado, na semeadura convencional o salpicamento provocado pela ação das gotas da chuva em solos desnudos provoca a obstrução dos poros logo na camada superficial, bem como a argila dispersa provoca o entupimentos dos canalículos e assim diminui capacidade de escoamento da água no perfil do solo.

As vazões de drenagem evoluem no mesmo sentido condutividade hidráulica, sendo que a semeadura direta apresenta valores superiores aquele da semeadura convencional. No entanto, este comportamento não se aplicada diretamente a geração de escoamento superficial hortoniano. O solo com semeadura convencional, apesar de

apresentar condutividade hidráulica inferior ao solo com semeadura direta, não apresentou escoamento superficial na terceira série de ensaios, na qual foram aplicadas chuvas com intensidades baixas.

### 5.3 Transporte de Espécies Químicas

Neste item é apresentada a parte dos resultados do artigo aprovado para publicação na Revista Brasileira de Recursos Hídricos, 2013, volume 18, nº 2 abril-junho, intitulado "Transporte de compostos de carbono, nitrogênio e fósforo pelo escoamento da água em solos agrícolas na região Sul do Brasil". Este artigo refere-se a análise do transporte das espécies químicas em todos os sete solos instalados nas quatro bacias.

Na Tabela 5-5 são apresentadas as concentrações médias para as espécies químicas transportadas pelo escoamento superficial e de drenagem. O nitrogênio na forma de nitrato apresentou as maiores concentrações tanto no escoamento superficial quanto no escoamento de drenagem em relação às outras espécies químicas avaliados. As concentrações de nitrato no escoamento superficial variaram entre 1,30 (lisímetro LPD) e 48,32 mg L<sup>-1</sup> (lisímetro LCR), com média de 14,17 mg L<sup>-1</sup> e, no escoamento de drenagem entre 0,65 (lisímetro LBP) e 368,85 mg L<sup>-1</sup> (LGT), com média de 70,03 mg L<sup>-1</sup>. As maiores concentrações ocorreram nos solos onde é realizada fertilização mineral periódica, nos cultivos de tabaco e de milho. Estes valores podem ser comparados com aqueles estabelecidos pela legislação brasileira para classificação dos corpos de águas superficiais (Resolução CONAMA n. 357/2005) e subterrâneos (Resolução CONAMA n. 420/2009), cujo padrão de nitrato é de 10 mg L<sup>-1</sup>, indicando que a contribuição do escoamento de água no solo, na escala estudada (1 m<sup>3</sup>), pode ser superior ao limite máximo estabelecido.

As espécies químicas amônio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) e de nitrito (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) apresentaram comportamento distinto do nitrato. Neste caso, as concentrações médias no escoamento superficial foram superiores aquelas do escoamento de drenagem. A concentração média do amônio no escoamento superficial foi de 2,78 mg L<sup>-1</sup> e no escoamento de drenagem foi de 1,02 mg L<sup>-1</sup>, sendo portanto cerca de 2,7 maior no escoamento superficial. Para o nitrogênio da forma de nitrito, a relação entre as concentrações no escoamento superficial e de drenagem foi da ordem de 1,6 vezes. Isto indica que o nitrato apresenta maior mobilidade no perfil do solo, de modo que o enriquecimento de

águas subterrâneas por esta forma de nitrogênio pode ser mais significativa do que nas formas de amônio e nitrito.

Tabela 5-5 - Concentração ( $\text{mg L}^{-1}$ ) média das espécies químicas no escoamento de água dos solos nos lisímetros.

Lisímetro	Escoamento superficial						Escoamento de drenagem					
	$\text{NH}_4^+$	$\text{NO}_2^-$	$\text{NO}_3^-$	$\text{PO}_4^{-2}$	TOC	IC	$\text{NH}_4^+$	$\text{NO}_2^-$	$\text{NO}_3^-$	$\text{PO}_4^{-2}$	TOC	IC
LPC	3.13	0.04	1.35	2.18	2.79	5.86	0.39	0.03	3.08	0.23	2.42	1.40
LPD	4.80	0.13	1.30	10.02	3.08	5.72	0.19	0.03	2.39	0.39	1.81	1.64
LGT	1.13	0.02	10.83	0.54	8.32	2.84	4.44	0.09	368.85	0.38	11.40	7.64
LCM	4.73	0.10	20.11	2.72	8.11	2.83	1.29	0.09	50.02	1.05	5.43	1.47
LCR	4.86	0.16	48.32	19.29	12.50	2.77	0.44	0.02	64.06	0.44	2.58	2.69
LCP	0.51	0.01	1.40	0.04	6.30	2.29	0.25	0.00	1.14	0.03	4.43	6.23
LBP	0.30	0.01	15.85	0.41	14.77	1.09	0.17	0.03	0.65	0.26	7.09	1.81
Média	2,78	0,067	14,17	5,03	7,98	3,34	1,02	0,04	70,03	0,40	5,02	3,27

$\text{NH}_4^+$  - amônio,  $\text{NO}_2^-$  - nitrito,  $\text{NO}_3^-$  - nitrato,  $\text{PO}_4^{-2}$  - fosfato, TOC - carbono orgânico total, IC - carbono inorgânico.

Concentrações mais elevadas no escoamento superficial também foram obtidas para o fósforo na forma de fosfato ( $\text{PO}_4^{-2}$ ) e carbono na forma de carbono orgânico total (TOC). A relação entre as concentrações médias de fosfato entre os escoamentos superficial e de drenagem foi de 12,7 e, do carbono orgânico total da mesma ordem de grandeza do nitrito, o qual foi de 1,6 vezes. Para o carbono na forma inorgânica, as concentrações médias foram similares, sendo da ordem de  $3,3 \text{ mg L}^{-1}$ . O fósforo possui elevada capacidade de adsorção aos colóides do solo, de modo que a sua mobilidade no perfil do solo torna-se baixa.

O lisímetro LCR, com Cambissolo e rotação de culturas, apresentou maiores concentrações no escoamento superficial, exceto para as formas de carbono, enquanto que o LGT, com Argissolo e cultivo mínimo de tabaco, resultou em concentrações mais elevadas no escoamento de drenagem, exceto para o fosfato. Este cultivo prioriza a formação e manutenção de massa verde no solo. A adubação empregada nesses cultivos disponibiliza elevada quantidade de espécies químicas como nitrato e amônio, com concentrações superiores a outros manejos, empregada para aumentar sua produtividade.

Em relação às concentrações mínimas, elas foram variáveis entre os solos e entre as espécies químicas. Os lisímetros LCP e LBP, com uso do solo por pastagens, apresentaram as menores concentrações de amônio, nitrito, fosfato e carbono inorgânico no escoamento superficial e de amônio e nitrato no escoamento de drenagem. Isto demonstra que as pastagens apresentam baixas contribuições de concentrações de compostos de nitrogênio e de fósforo aos corpos de água superficial e drenagem. Nas pastagens não são realizadas fertilizações, o que reduz o potencial de transporte de espécies químicas para os corpos de água.

O manejo e uso do solo influenciaram sobre as concentrações médias nos solos. Nota-se que os solos dos lisímetros da bacia do Potiribu com pouca mobilização (LPD) e muita mobilização (LPC), apresentaram diferença expressiva na concentração do fosfato (10,02 para 2,18) e do nitrito (0,13 para 0,04) no escoamento superficial. Resultado similar foi obtido por Bertol et al. (2007) em parcelas com cultivo de soja, para diferentes manejos do solo. Eles obtiveram concentrações de fósforo na água de escoamento superficial das parcelas com semeadura direta superiores aquelas da semeadura convencional. O fosfato é imobilizado na superfície e/ou utilizado pela planta para seu crescimento, sendo novamente disponibilizado na superfície do solo pelos restos culturais.

Nos lisímetros da bacia do ribeirão Concórdia, o uso do solo com semeadura de milho (LCM) gerou concentrações médias superiores ao uso com pastagem (LCP), exceto para as formas de carbono no escoamento de drenagem. A concentração média do carbono inorgânico no escoamento de drenagem no lisímetro de cultivo de pastagem (LCP) foi superior aquela dos lisímetros com cultivo de milho (LCM) e com rotação de culturas (LCR). Nestes dois solos são aplicados fertilizantes minerais e os restos culturais são mantidos na superfície do solo (Tabela 4-3).

O período sazonal influenciou nas concentrações médias das formas de carbono, tanto do escoamento superficial quanto do escoamento de drenagem. Na Tabela 5-6 são apresentadas as concentrações médias do carbono orgânico total e do carbono inorgânico. No escoamento de drenagem, as concentrações médias do TOC e IC são maiores no verão. Já no escoamento superficial, somente a concentração do TOC é maior no verão, ocorrendo o inverso para o IC. Este resultado pode ser proveniente dos resíduos gerados pelas culturas durante o seu desenvolvimento e imediatamente após a sua colheita. No verão, correspondendo ao período final do desenvolvimento da planta e realização da colheita, o estoque de carbono orgânico na superfície é maior, e o seu

transporte no perfil do solo, proporciona concentrações mais elevadas tanto no escoamento superficial quanto no escoamento de drenagem. Por sua vez, o carbono inorgânico é proveniente das transformações bioquímicas que ocorrem no solo. Este processo é mais lento, de modo que, na superfície, o carbono inorgânico apresentará maior estoque no inverno. No entanto, no verão, no escoamento de drenagem, têm-se as contribuições do carbono inorgânico transportado pela percolação e das transformações bioquímica do carbono orgânico, de modo que a sua concentração seja mais elevada neste período sazonal.

Tabela 5-6 - Concentrações médias ( $\text{mg L}^{-1}$ ) de carbono orgânico e inorgânico no escoamento superficial e de drenagem.

Estação	Escoamento superficial		Escoamento de drenagem	
	TOC	IC	TOC	IC
Inverno (n = 10)	6,68	4,23	3,39	2,01
Verão (n = 9)	7,57	3,48	5,32	4,45

Na Tabela 5-7 são apresentadas as concentrações médias e máximas de carbono total (orgânico e inorgânico), de nitrato e de fosfato determinadas nas amostras de escoamento superficial e de drenagem. Os valores apresentados foram obtidos a partir da média de cada ensaio de simulação. Também são apresentados os valores médios para as intensidades classificadas como alta (superiores a  $100 \text{ mm h}^{-1}$ ) e baixa (inferiores a  $75 \text{ mm h}^{-1}$ ) e, com pouca e muita mobilização do solo. A concentração do carbono total apresentou pequena variação nos valores médios e máximos. No escoamento superficial, as concentrações de carbono total para todas as alternativas analisadas (média, máxima, alta e baixa intensidade de chuva, solo com muita e pouca mobilização) foram cerca de 1,8 vezes superiores aquelas do escoamento de drenagem. Comportamento semelhante foi obtido para o fosfato, com concentrações mais elevadas no escoamento superficial. No entanto, neste caso, as relações foram variáveis, sempre superiores a 2 vezes. Isto demonstra que o fosfato é menos móvel do que o carbono do perfil do solo. O fósforo apresenta elevado potencial de adsorção aos constituintes do solo (Gonçalves et al., 2011), do que reduz a sua movimentação no perfil do solo.

As concentrações médias de nitrato foram mais elevadas no escoamento de drenagem. A relação entre as concentrações evolui ao longo da série de ensaios de simulação. Nos primeiros ensaios, a concentração média no escoamento de drenagem

foi cerca de 10% superior ao do escoamento superficial. Nas séries de quarto ensaios, a concentração média do escoamento de drenagem foi de cerca de 630% superior ao do escoamento superficial. Isto demonstra que o nitrato é altamente móvel no perfil do solo e, a sua concentração no escoamento de drenagem é influenciada pela evolução da ocorrência da chuva. Para o carbono total e o fosfato, a influência da série de ensaios de chuva não foi evidenciada. Isto pode ser devido ao poder de adsorção aos constituintes do solo dos compostos orgânicos e do fósforo.

Os ensaios com alta intensidade de chuva apresentaram concentrações médias de CT,  $\text{NO}_3^-$  e  $\text{PO}_4^{2-}$  nos escoamento superficial inferiores àquelas dos ensaios de baixa intensidade. A relação entre as concentrações médias para o carbono total foi da ordem de 1,5 e para o nitrato na ordem de 2,5. No escoamento de drenagem, as concentrações de carbono total e de nitrato apresentaram comportamento similar aquela do escoamento superficial. No entanto, para o fosfato foi o inverso, onde as concentrações médias para alta intensidade foram superiores aquelas da baixa intensidade. Supõe-se que para o carbono total e o nitrato, a capacidade de transporte do escoamento superficial é superior a massa disponível para ser transportada. Nesta situação, com o aumento do escoamento superficial e de drenagem, ocorre um efeito de diluição da massa transportada. Ela atua no sentido de diluir aquela massa colocada em movimento de fluxo de água. Para o fosfato, na superfície tem-se comportamento similar. No entanto, no solo, as concentrações médias no escoamento de drenagem apresentaram variações. Nos segundos ensaios, onde a concentração média para os ensaios com baixa intensidade foi de  $24,9 \text{ mg L}^{-1}$ , cerca de 100 vezes superior aquela da alta intensidade, parte foi transferida no perfil do solo, contribuindo para o aumento pelo escoamento de drenagem, nesta condição de chuva.

Constatou-se também que houve influência do grau de mobilização do solo sobre o transporte de carbono total, nitrato e fosfato pelo escoamento superficial e de drenagem. Para o nitrato, as concentrações médias nos solos com muita mobilização do solo foram superiores aquelas dos solos com pouca mobilização. As concentrações de carbono total e fosfato seguiram o mesmo padrão, mas na maioria das séries de ensaios, as concentrações médias nos solos com muita mobilização também foram superiores aquelas dos solos com pouca mobilização.

Tabela 5-7 - Intensidade de chuva (P), concentração de carbono total (CT), nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) e fosfato ( $\text{PO}_4^{-2}$ ) no escoamento superficial e de drenagem.

Especificação	Primeiro ensaio				Segundo ensaio				Terceiro ensaio				Quarto ensaio			
	P	CT	$\text{NO}_3^-$	$\text{PO}_4^{-2}$	P	CT	$\text{NO}_3^-$	$\text{PO}_4^{-2}$	P	CT	$\text{NO}_3^-$	$\text{PO}_4^{-2}$	P	CT	$\text{NO}_3^-$	$\text{PO}_4^{-2}$
Escoamento Superficial																
Média (n = 23)	60,7	13,0	26,7	0,5	74,4	10,1	8,4	20,0	58,7	9,1	13,5	1,2	81,2	10,0	5,0	3,3
Máxima (n = 23)	140,5	27,2	349,6	1,9	124,3	22,4	66,9	179,6	110,2	20,8	97,3	4,7	133,9	21,0	14,6	15,6
Alta Intensidade (n = 5)	124,5	8,7	8,4	0,3	99,5	8,4	4,4	0,2	106,7	7,7	4,8	0,6	125,3	7,0	5,4	1,2
Baixa intensidade (n = 18)	42,9	13,9	30,4	0,5	66,6	10,5	9,4	24,9	44,3	9,7	17,2	1,5	66,5	11,1	4,8	4,1
Pouca mobilização (n = 11)	55,6	11,0	5,0	0,2	65,9	11,5	4,9	12,9	50,7	7,9	1,5	1,4	88,1	7,3	1,8	3,0
Muita mobilização (n = 12)	65,3	14,8	48,5	0,7	82,1	8,5	12,3	28,0	63,7	10,4	25,5	1,0	77,8	11,5	6,7	3,5
Escoamento de drenagem																
Média (n=23)	60,7	5,8	29,6	0,1	74,4	5,6	33,3	0,6	58,7	5,7	47,3	0,5	81,2	5,3	36,3	0,5
Máxima (n = 23)	140,5	14,0	116,3	0,3	124,3	16,2	181,1	4,1	110,2	19,2	159,5	5,6	133,9	14,5	120,8	1,9
Alta intensidade (n = 5)	124,5	3,8	11,5	0,2	99,5	4,8	24,4	0,1	106,7	4,5	13,2	1,9	125,3	3,4	14,9	0,5
Baixa intensidade (n = 18)	42,9	6,2	32,7	0,1	66,6	5,8	35,5	0,7	44,3	6,1	57,5	0,1	66,5	6,0	43,4	0,4
Pouca mobilização (n = 11)	55,6	7,6	21,0	0,1	65,9	6,9	21,3	0,2	50,7	4,2	36,0	0,1	88,1	3,3	25,7	0,6
Muita mobilização (n = 12)	65,3	4,3	37,5	0,1	82,1	4,5	43,1	0,9	63,7	6,7	54,4	0,8	77,8	6,4	41,6	0,4

Estes resultados indicam que o manejo do solo conservacionista apresenta menores perdas de carbono e de espécies químicas para as águas superficiais e para as águas subterrâneas. Resultados similares foram obtidos por Bertol et al. (2005). Eles avaliaram a perda de carbono orgânico pelo escoamento superficial em áreas com cultivo mínimo e semeadura convencional. A perda de carbono orgânico na semeadura convencional foi cerca de 5 vezes superior a aquela do cultivo mínimo. Segundo Bayer e Mielniczuk (1997), a redução do revolvimento do solo contribui para o aumento no conteúdo de matéria orgânica do solo, nas condições de clima subtropical do Sul do Brasil.

Na Tabela 5-8 são apresentados os fluxos de massa do amônio, nitrito, nitrato, fosfato, carbono orgânico total e carbono inorgânico transportado pelos escoamentos nos primeiros ensaios de simulação de chuva. Os escoamentos de drenagem transportam massas superiores às aquelas do escoamento superficial em todas as comparações (concentração média, máxima, alta e baixa intensidade de chuva, solos com muita ou pouca mobilização). A relação entre as massas transportadas pelos dois escoamentos variou entre 1,7 para o nitrito e 16,9 para o nitrato. O nitrito constitui um composto de transformação rápida, de modo que durante o seu transporte no perfil do solo ele pode ser transformado em nitrato ou em amônio, dependendo das condições químicas do meio, justificando deste modo a menor relação entre as  $\text{NO}_2^-$  transportadas pelos escoamentos de drenagem e os escoamento superficial.

Estes valores de massa transportados mostram o potencial de contribuição dos escoamentos aos corpos de água superficial e drenagem. É importante notar que o escoamento de drenagem alimenta os corpos de águas subterrâneas, os quais alimentam os cursos de água em períodos com ausência de chuva. Desta forma, nota-se que as contribuições de espécies químicas dos escoamentos drenagem aos corpos de água podem ser significativas.

As massas foram influenciadas pela intensidade da chuva simulada. No entanto, o efeito foi contrário daquele observado na análise da concentração, exceto para o nitrato no escoamento de drenagem. A  $\text{NO}_2^-$  incorpora a vazão do escoamento e a concentração da espécie química contida na água escoada. As vazões do escoamento superficial e de drenagem são influenciadas pela intensidade da chuva, conforme foi apresentado na Tabela 5-4. Nas simulações com alta intensidade, as vazões do escoamento superficial e de drenagem são superiores a aquelas com baixa intensidade. Deste modo, a sua influência na massa é superior ao das concentrações, proporcionando

inversão do efeito das intensidades da chuva simulada. No caso do nitrato, a concentração média no escoamento de drenagem nas simulações de baixa intensidade foi cerca de 4 vezes superior aquela da alta intensidade.

Tabela 5-8- Massas ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) transportadas pelos escoamentos na primeira série de ensaios em diferentes intensidades de chuva simulada e manejo.

Condição	Escoamento superficial						Escoamento de drenagem					
	$\text{NH}_4^+$	$\text{NO}_2^-$	$\text{NO}_3^-$	$\text{PO}_4^{2-}$	TOC	IC	$\text{NH}_4^+$	$\text{NO}_2^-$	$\text{NO}_3^-$	$\text{PO}_4^{2-}$	TOC	IC
Média	0,028	0,003	0,600	0,016	0,442	0,302	0,074	0,005	10,135	0,038	1,044	0,863
Máximo	0,129	0,019	11,390	0,177	3,271	2,174	0,626	0,038	78,238	0,232	3,464	4,694
Alta intensidade	-	0,009	2,358	0,061	0,844	0,905	-	0,009	5,394	0,064	1,577	0,977
Baixa intensidade	0,036	0,001	0,137	0,004	0,337	0,143	0,094	0,004	11,383	0,031	0,904	0,833
Pouca mobilização	0,023	0,002	0,106	0,018	0,327	0,324	0,050	0,008	7,692	0,045	0,951	1,199
Muita mobilização	0,033	0,003	1,018	0,015	0,540	0,283	0,094	0,003	12,202	0,032	1,123	0,578

$\text{NH}_4^+$  - amônio,  $\text{NO}_2^-$  - nitrito,  $\text{NO}_3^-$  - nitrato,  $\text{PO}_4^{2-}$  - fosfato, TOC - carbono orgânico total, IC - carbono inorgânico.

A análise das condições de pouca e muita mobilização do solo, não demonstrou padrão de influência nas massas transportadas pelo escoamento superficial e de drenagem. No escoamento superficial, para a maioria das espécies químicas, tem-se que as massas nos solos com muita mobilização são superiores aquelas dos solos com pouca mobilização.

As massas transportadas de carbono orgânico, de nitrogênio e de fósforo pelo escoamento superficial e de drenagem nos solos instalados em solo no Sul do Brasil, se convertidos para a escala anual, são superiores aos valores obtidos em escalas de bacias hidrográficas, em períodos anuais. Pinheiro e Deschamps (2008) determinaram massas de ortofosfato e de nitrato, na bacia do ribeirão Fortuna, em SC, inferiores a 62,79 e 4,97  $\text{kg ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ , respectivamente. Starr et al. (2008) calcularam a massas anuais transportadas de carbono orgânico em uma bacia em Ohio, EUA, com cultivo de milho e soja, inferiores a 61  $\text{kg ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ . Silva et al. (2005) determinaram as massas transportadas pelos sedimentos erodidos de carbono orgânico total e fósforo, em parcelas experimentais, em condições naturais. As massas anuais de fósforo foram inferiores a 1,87  $\text{kg ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$  e carbono orgânico total inferior a 5,98  $\text{mg ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ .

As massas medidas em bacias hidrográficas correspondem às contribuições do escoamento superficial e drenagem ao longo do ano. Neste trabalho, as duas componentes foram avaliadas separadamente. Além disto, o total transportado reflete a contribuição de eventos de chuvas intensas isoladas. Nestas condições têm-se os máximos valores de concentrações e de massas que podem ser geradas nos ambientes simulados. Estes valores podem ser utilizados com referências nos processo de conservação dos solos e na gestão de recursos hídricos superficiais e drenagem.

#### **5.4 Simulação numérica do transporte de nitrogênio e fósforo**

Neste item é apresentada na íntegra a parte dos resultados do artigo submetido para publicação na *Agricultural Water Management*, em março de 2013, intitulado "Simulação do transporte de nitrogênio e fósforo com os modelos SWAP e ANIMO em Cambissolo do bioma Mata Atlântica em eventos de chuvas intensas". Este artigo refere-se à simulação do transporte de nitrogênio e fósforo em apenas um lisímetro na bacia do ribeirão Concórdia.

##### **5.4.1 Fluxo de água diário**

A calibração do SWAP foi realizada utilizando-se os valores em escala temporal diária, do ano de 2010, e a verificação com dados do ano de 2011. Foi estabelecido que o limite de contorno fosse o nível de solo informado (93 cm), utilizando-se o recurso disponível no modelo de livre drenagem no perfil do solo. Foi realizada a calibração manualmente ajustando-se os parâmetros de escoamento superficial, de coeficiente de evaporação e de condutividade hidráulica saturada até obter-se o desempenho desejado.

O desempenho do modelo foi analisado com os dados do escoamento de drenagem medido no lisímetro, pela comparação do balanço de entradas e saídas. Na Figura 5-7 são apresentados os hidrogramas de escoamentos de drenagem observados e simulados, para os períodos de calibração e de verificação. Nota-se que as evoluções temporais das vazões de drenagem apresentam adequada concordância dos valores medidos e simulados. O coeficiente de eficiente de Nash-Sutcliffe obtido na calibração foi igual a 0,86 e na verificação igual a 0,80. Estes valores demonstram que o modelo SWAP apresentou bom desempenho na simulação dos escoamentos de drenagem no solo do lisímetro. No entanto, o desempenho para o escoamento superficial não foi satisfatório. Obtiveram-se coeficientes menores que zero. Esse resultado é devido à

limitação do modelo, que não considera as condições da superfície do solo (efeito da crosta e da rugosidade do solo).

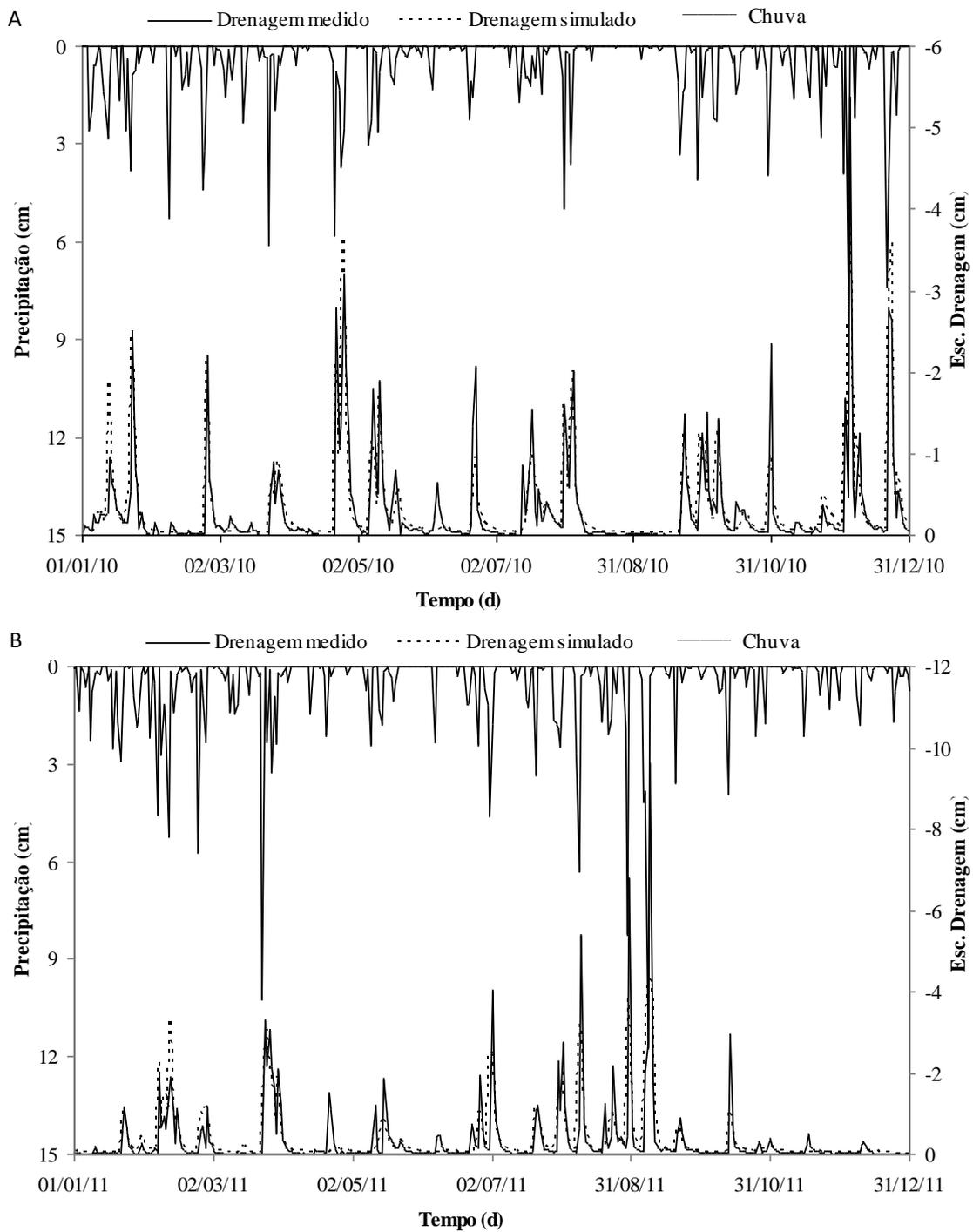


Figura 5-7 - Hidrogramas medidos e simulados de escoamentos de drenagem no período de calibração (A) e de verificação (B)

Na Tabela 5-9 são apresentados os componentes do balanço hídrico observado e simulado pelo modelo SWAP no solo, para os períodos de calibração e de verificação.

Nota-se uma satisfatória adequação entre os valores medidos e simulados. No período de calibração, a lâmina de escoamento de drenagem apresentou uma diferença entre o medido e o simulado de 1,14 mm e na verificação de 3,29 mm. Proporcionalmente, a maior diferença foi obtida para o escoamento superficial. No período de calibração, a lâmina escoada medida foi de 0,25 mm e a simulada foi de 4,51 mm. Na verificação, a diferença foi maior, sendo de 1,34 mm na lâmina escoada medida e 7,15 mm na simulada. Resultados similares foram obtidos por Eitzinger et al. (2004). Eles efetuaram simulações com o modelo SWAP em lisímetros, obtendo balanço hídrico, partindo-se de valores medidos de chuva e de evapotranspiração.

Tabela 5-9 - Balanço hídrico do solo do lisímetro da bacia do ribeirão Concórdia nos períodos de calibração e de verificação na aplicação do modelo SWAP.

Variável	Calibração (2010)		Verificação (2011)	
	Simulado	Observado	Simulado	Observado
Chuva (mm)	184,98		201,61	
Evaporação (mm)	40,01		40,89	
Transpiração (mm)	23,81		23,67	
Evapotranspiração (mm)	63,82	78,51	64,56	75,23
Escoamento superficial (mm)	4,51	0,25	7,15	1,34
Escoamento de drenagem (mm)	104,58	105,64	120,00	123,29
Interceptação (mm)	13,28		9,65	
Varição de armazenamento (mm)	-1,21	0,38	0,25	1,75

#### 5.4.2 Transporte diário de fósforo e nitrogênio

O modelo ANIMO foi aplicado para simulação de nitrato e fósforo para escoamento superficial e drenagem no solo do lisímetro do ribeirão Concórdia - SC. Foram adotados os mesmos períodos do modelo SWAP para calibração e verificação do modelo ANIMO. As concentrações de nitrato e de fósforo foram determinadas de amostras coletadas nos escoamento superficial e de drenagem após a ocorrência de eventos de chuva. Na Figura 5-8 são apresentadas as evoluções diárias das concentrações medidas e simuladas nos períodos de calibração e de verificação do nitrato nos escoamentos superficial e de drenagem. As tendências das concentrações no escoamento de drenagem foram adequadamente reproduzidas pelo modelo ANIMO tanto de nitrato como de fósforo.

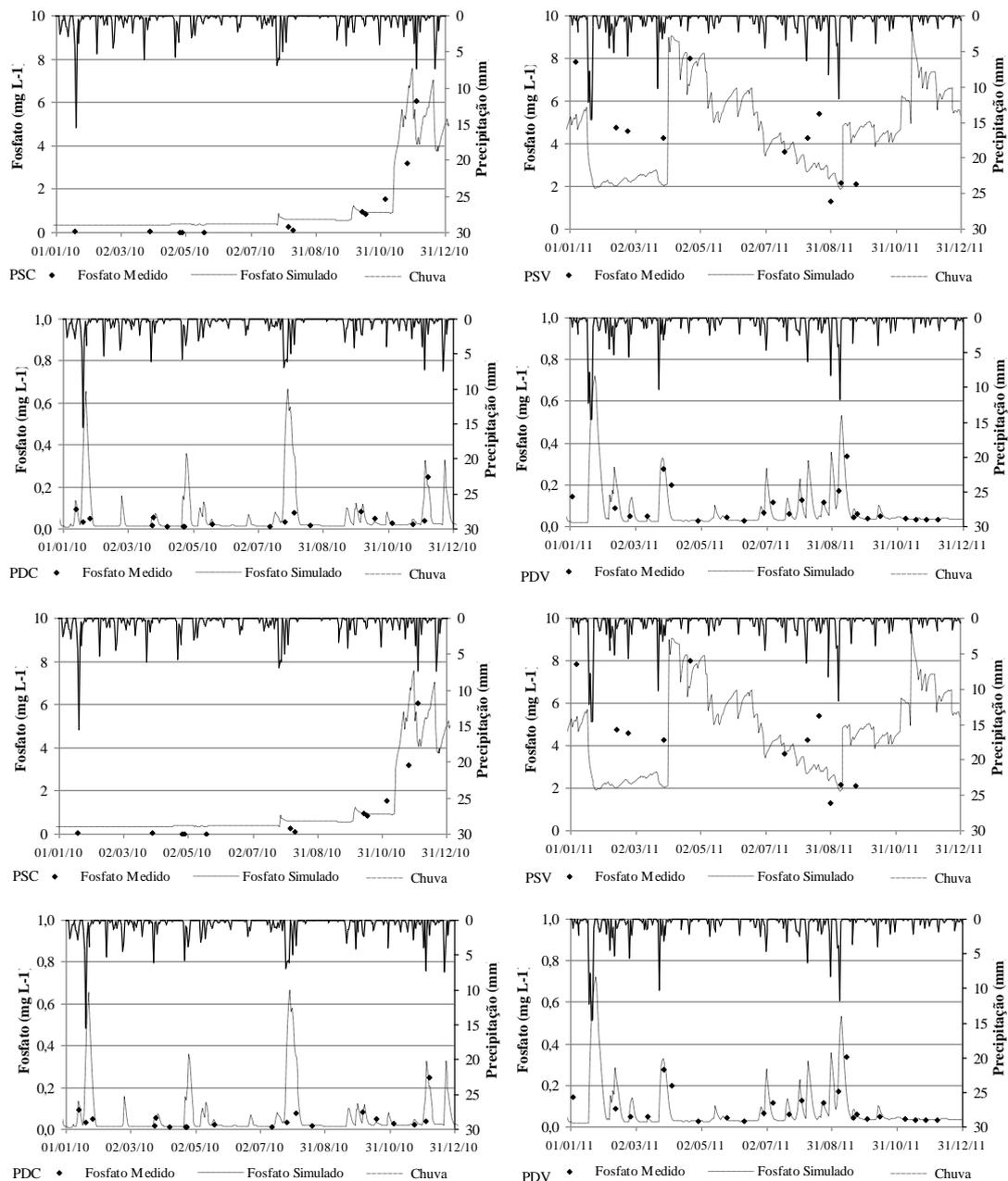


Figura 5-8 - Concentrações de nitrato (N) e de fosfato (P) medidas e simuladas no escoamento superficial (S) e de drenagem (D), nos períodos de calibração (C) e de verificação (V).

No escoamento superficial, as concentrações medidas são inferiores aquelas simuladas pelo modelo. Nota-se a simulação de picos de concentrações, os quais não foram detectados nas medições. No entanto, comparando-se as concentrações nos instantes de tempo no qual foram efetuadas as coletas de água dos escoamentos, verifica-se uma satisfatória correlação. Estas comparações são apresentadas na Figura 5-9. As concentrações nas águas do escoamento superficial apresentaram um coeficiente

de determinação de Pearson  $R^2$  igual a 0,99, porém foi observado m ponto extremo que pode mascarar o resultado. Retirando-se este ponto do ajuste, o coeficiente de determinação de Pearson foi de 0,81 %, também considerado um bom ajuste. No escoamento de drenagem igual a 0,68. No escoamento de drenagem houve maior dispersão dos valores das concentrações em relação à reta de regressão linear. Para o escoamento superficial, as concentrações se alinharam sobre a reta da regressão linear.

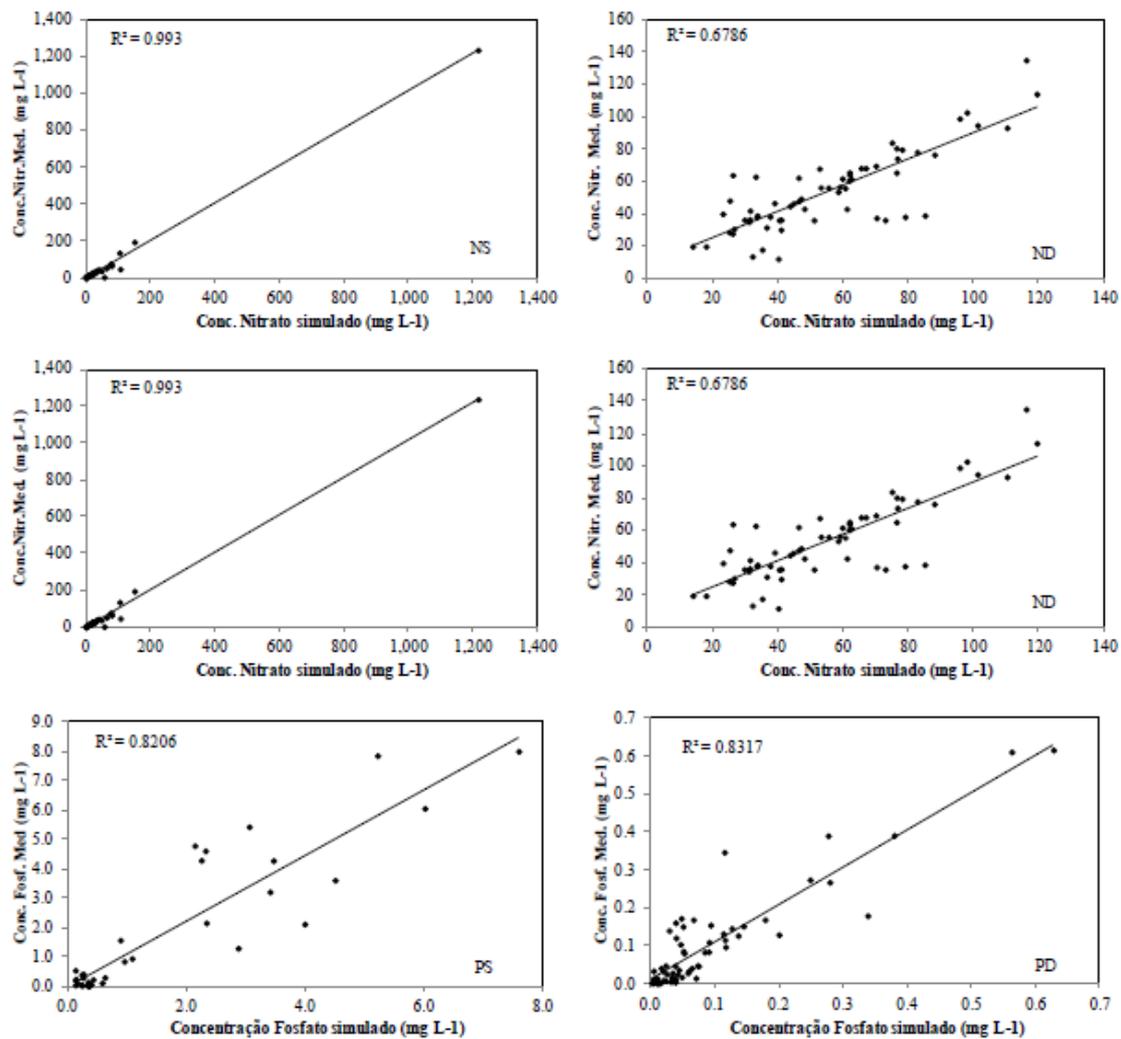


Figura 5-9 - Correlações entre concentração de nitrato e de fosfato simulado pelo modelo ANIMO e medido. NS – nitrato escoamento superficial, ND – nitrato drenagem, PS – fosfato escoamento superficial, PD – fosfato drenagem.

Resultados similares foram obtidos na simulação do transporte do fosfato pelo escoamento superficial e de drenagem. As dispersões entre os valores de concentrações medidas e simuladas de fosfato foram da mesma ordem de grandeza nos escoamentos superficial e de drenagem, sendo os coeficientes de determinação de Pearson igual a

0,83 e 0,82, respectivamente. Os resultados obtidos na simulação diária das concentrações de nitrato são similares aqueles apresentados por Huo et al. (2012), Stolk et al. (2011a) e Mantovi et al. (2006).

### 5.4.3 Eventos de simulação de chuva

Foram efetuados 17 ensaios de simulações de chuvas, sendo 3 séries completas com 4 ensaios diários seguidos, espaçados de 24 horas, duas séries com 2 ensaios diários seguidos e um ensaio isolado. As características dos ensaios de simulação de chuva são apresentadas na Tabela 5-10. As intensidades de chuva variaram entre 33,1 e 140,5 mm h<sup>-1</sup>, as quais representam eventos pluviosos que provocam danos significativos em áreas agrícolas, como erosão do solo, devido aos impactos das gotas de chuva e ao escoamento superficial.

Tabela 5-10 - Intensidade da chuva (mm), taxas de escoamento superficial (mm h<sup>-1</sup>) e de drenagem (mm h<sup>-1</sup>).

Data	Primeiro ensaio			Segundo ensaio			Terceiro ensaio			Quarto ensaio		
	I	Qs	Qd	I	Qs	Qd	I	Qs	Qd	I	Qs	Qd
1/09	140,5	4,1	38,6	124,3	5,2	76,4	101,1	4,9	96,7	119,5	27,0	81,0
11/09	131,1	59,9	82,9	124,1	41,6	84,7						
12/09	35,4	1,1	15,0									
1/10	36,5	0,0	46,9	124,0	0,0	89,1						
7/10	53,7	0,9	33,6	47,4	14,5	26,3	45,4	0,0	33,1	48,7	0,0	50,7
1/11	74,8	7,4	34,4	63,7	2,1	61,9	75,8	4,7	67,9	69,3	3,6	79,4

I - intensidade de chuva; Qs - taxa de escoamento superficial; Qd - taxa de escoamento de drenagem.

Para as aplicações dos modelos SWAP e ANIMO para os ensaios de simulação de chuva no lisímetro consideraram-se intervalos de tempo de 10 min. As simulações numéricas abrangeram períodos de tempos nos quais o evento de chuva estava inserido. Assim, foi estabelecido o período iniciando 3 dias antes da simulação de chuva e finalizando 3 dias após. Deste modo, para os eventos de simulação de chuva em 4 ensaios consecutivos, o período de simulação numérica foi de 10 dias. Este período de tempo foi adotado devido à limitação do tamanho dos arquivos de entrada aceitáveis pelos modelos.

Como condições iniciais para aplicação dos modelos SWAP e ANIMO foram consideradas as variáveis de estado (conteúdo de água no solo, concentrações das espécies químicas no ar, no solo e no soluto, entre outras, por camada do perfil do solo)

geradas na simulação diária. Os modelos foram calibrados para o escoamento superficial e de drenagem e as concentrações de nitrato e de fosfato.

Para a calibração do SWAP e do ANIMO foram adotadas a série de ensaios de simulação de chuva de julho de 2009. Nesta série foi gerado escoamento superficial e de drenagem. Na Figura 5-10 são apresentados os hidrogramas medidos e simulados do escoamento superficial e de drenagem para a série de calibração do modelo SWAP. Também são apresentados os hidrogramas medidos e simulados do escoamento de drenagem para um evento de verificação. Nota-se que o modelo reproduz adequadamente a evolução das vazões do escoamento superficial e de drenagem. As vazões máximas foram adequadamente reproduzidas em termos de magnitude e dos instantes de tempo de suas ocorrências. No evento de calibração COE do escoamento superficial foi de 0,56 e do escoamento de drenagem foi igual a 0,80. No evento de verificação, o COE do escoamento de drenagem foi igualmente de 0,80. A análise dos hidrogramas mostra que o modelo SWAP acompanhou o ramo de ascensão para a escala de tempo de 10 min. Igualmente, foram bem reproduzidas as vazões máximas de cada ensaio.

Na Figura 5-11 são apresentadas as evoluções das concentrações de nitrato e de fosfato medidas e simuladas nos escoamento superficial e de drenagem para os períodos de verificação do modelo ANIMO. Nota-se que o modelo descreveu adequadamente as variações temporais das concentrações de nitrato e de fosfato neste período de verificação. Resultados similares foram obtidos no período de calibração e nas demais séries de ensaios de simulação de chuva.

As evoluções temporais das concentrações de nitrato e de fosfato simuladas pelo modelo, em alguns eventos, foram reproduzidas em termos de ordens de grandezas, como pode ser constatado na Figura 5-11, para as concentrações de fosfato no escoamento superficial e de nitrato no escoamento de drenagem. Este comportamento pode estar associado à resposta hidrológica simulada pelo modelo SWAP e pela propriedade química dos compostos considerados. Além disto, as cinéticas das reações de transformações nos ciclos do nitrogênio e do fósforo são influenciadas por vários fatores físicos e químicos, que podem ter sido afetados pelas condições do clima e do uso e ocupação do solo.

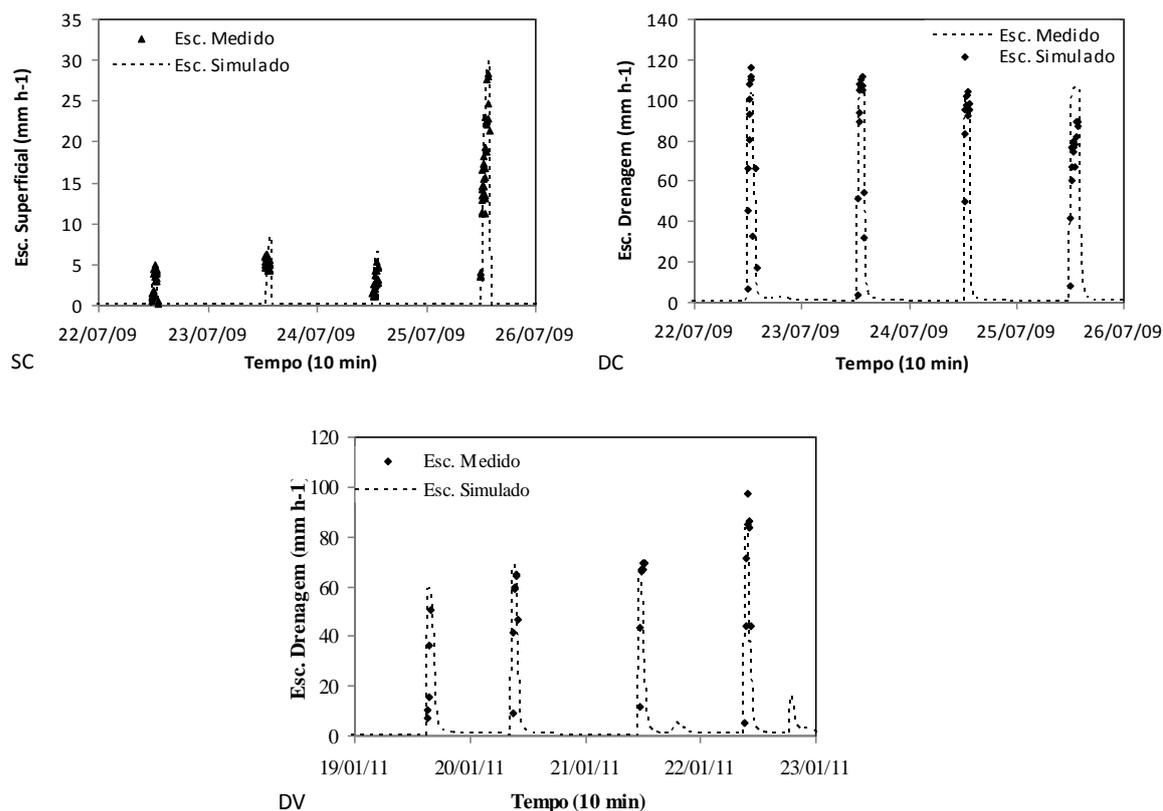


Figura 5-10 - Vazões medidas e simuladas nos escoamento superficial (S) e de drenagem (D) nos períodos de calibração (C) e de verificação (V) do modelo SWAP.

Na Tabela 5-11 são apresentadas as massas simuladas de nitrato e de fosfatos transportadas nas escalas dos eventos de simulação de chuva e dos períodos anuais. Nas chuvas simuladas, as massas transportadas de nitrato, pelo escoamento superficial, variaram entre 0,08 e 8,46 kg ha<sup>-1</sup> e, pelo escoamento de drenagem, entre 2,44 e 112,57 kg ha<sup>-1</sup>. Para o fosfato, as massas transportadas pelo escoamento superficial variaram entre 0,002 e 0,504 kg ha<sup>-1</sup> e pelo escoamento de drenagem entre 0,005 e 1,107 kg ha<sup>-1</sup>. As menores concentrações no escoamento de drenagem, tanto de nitrato quanto de fosfato, ocorreram nos ensaios realizados em dezembro de 2009. O milho tinha sido semeado 28 dias antes deste ensaio, e as quantidades aplicadas de nitrato e de fosfato tinham sido pequenas.

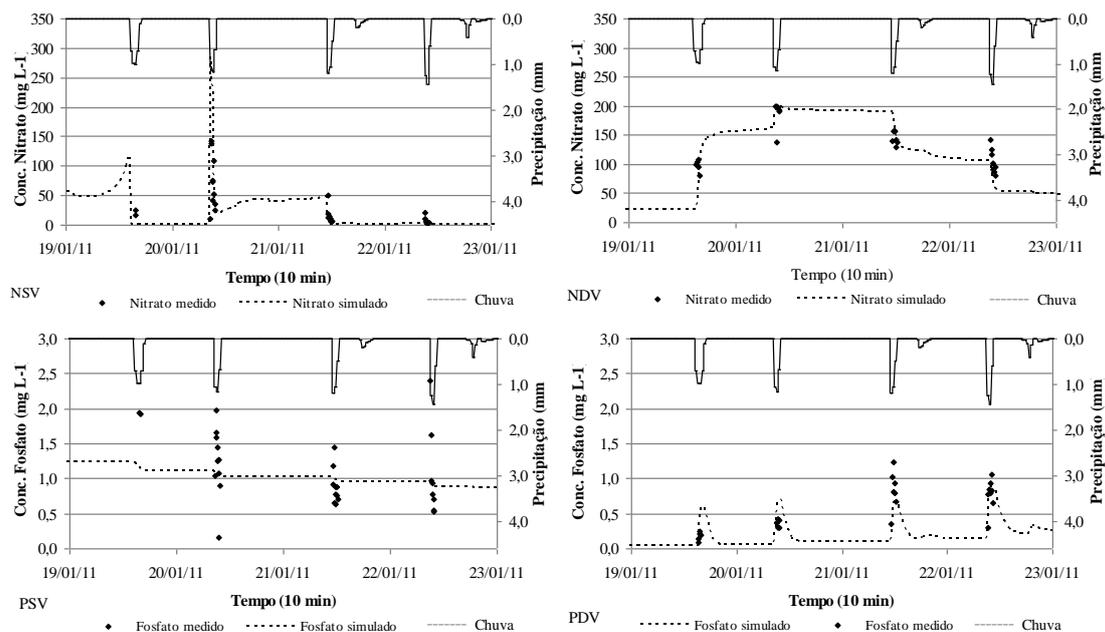


Figura 5-11 - Concentrações medidas e simuladas de nitrato (N) e de fosfato (P) nos escoamento superficial (S) e de drenagem (D) pelo modelo ANIMO em uma série de ensaio de simulação de chuva.

Em janeiro de 2011, as simulações ocorreram após a aplicação de dejetos líquidos da suinocultura, as massas transportadas pelos escoamentos de drenagem foram elevadas. As maiores massas de fosfato tanto no escoamento superficial quanto no de drenagem foram determinadas para ensaios de simulação de chuva realizados em julho de 2009, onde as intensidades de chuva aplicadas foram extremamente elevadas. Cerca de 50 dias antes do primeiro ensaio realizado em julho de 2009, havia sido realizada a colheita do milho, de modo que a palha deixada no local aportou espécies químicas ao solo. As maiores concentrações de nitrato foram observadas no escoamento superficial também neste último evento, no dia 25/07/2009 e no escoamento de drenagem no evento do dia 23/07/2009. Por outro lado, as massas transportadas nas primeiras simulações realizadas podem ter sido suficientes para reduzir significativamente os estoques de espécies químicas de nitrogênio e fósforo, provocando efeitos sobre as simulações subsequentes. Nestes ensaios realizados em julho de 2009, as massas transportadas nos 4 ensaios de simulação de chuvas intensas representou de 26 e 31% da massa anual para o nitrato e para o fosfato respectivamente.

Tabela 5-11 - Massas transportadas de nitrato e de fosfato nos eventos e nos anos.

Período	Massa de Nitrato (kg ha <sup>-1</sup> )		Massa de Fosfato (kg ha <sup>-1</sup> )	
	Escoamento superficial	Escoamento de drenagem	Escoamento superficial	Escoamento de drenagem
22/07/2009	1,64	47,24	0,008	0,112
23/07/2009	0,08	112,57	0,026	0,287
24/07/2009	0,67	65,09	0,055	0,276
25/07/2009	8,46	51,68	0,504	1,107
09/11/2009	7,96	15,32	0,106	0,278
10/11/2009	6,31	14,82	0,123	0,205
08/12/2009	-	2,44	-	0,005
18/01/2010	-	3,60	-	0,013
19/01/2010	0,16	37,21	0,002	0,402
26/07/2010	-	17,60	-	0,034
27/07/2010	-	14,51	-	0,028
28/07/2010	-	11,75	-	0,027
29/07/2010	-	11,12	-	0,038
18/01/2011	-	8,10	-	0,298
19/01/2011	-	16,73	-	0,326
20/01/2011	-	14,81	-	0,296
21/01/2011	-	7,07	-	0,517
2009	0,44	1.068,1	0,257	5,672
2010	-	611,51	-	17,999
2011	2,46	1.312,2	0,001	49,980

Na escala de tempo anual, as massas simuladas do transporte pelo escoamento de drenagem de nitrato e de fosfato são elevadas. Em bacias hidrográficas, estas massas alimentam as camadas inferiores do solo e as águas subterrâneas. As relações entre as massas transportadas pelo escoamento de drenagem e pelo escoamento superficial são superiores a 530 para o nitrato e a 22 para o fosfato. O nitrato apresenta maior solubilidade em água do que o fosfato, o que pode explicar as diferenças entre as relações das massas transportadas na superfície e no perfil do solo. Devido ao nitrato encontra-se na fase solução ele é transportado mais facilmente, enquanto o fosfato é afetado pela adsorção a matriz porosa do solo, retardando o seu deslocamento no perfil do solo.

As massas simuladas podem ser comparadas com aquelas que têm sido obtidas nas escalas espaciais de bacias hidrográficas. Pinheiro et al. (2013) obtiveram massas anuais de nitrato, em uma bacia com atividade predominante agrícola, variando entre 0,33 e 13,52 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> e para o fosfato entre 0,006 e 0,053 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>. Quilbé et al. (2006), que ao estimarem a perda média de espécies químicas na bacia do rio Beaurivage, situada em Quebec, Canadá, com 32% de atividade agrícola, encontraram 1,09 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> para o fósforo total e 8,12 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> para o nitrogênio total. Kyllmar et al. (2006), observaram em bacias na Suécia, perdas anuais de nitrogênio total variando entre 2 e 41 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> e de fósforo total entre 0,1 a 0,9 kg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>.

Nota-se que as massas simuladas transportadas pelo escoamento superficial e de drenagem interna no solo são muito superiores àquelas determinadas em bacias hidrográficas. Dois aspectos devem ser considerados. Primeiro, o escoamento de drenagem interna representa a contribuição de espécies químicas de nitrogênio e de fósforo do primeiro metro do perfil do solo, que possui uso homogêneo. Segundo, na bacia hidrográfica, esta contribuição pode alcançar as águas subterrâneas e desta as águas superficiais. Ao longo da sua movimentação ocorre processo de atenuação, de modo que a massa transportada pelo sistema fluvial é mais baixa.

## 6.0 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A avaliação do processo hidrológico e de transporte de espécies químicas em solos do Sul do Brasil, com diferentes tipos de uso e ocupação do solo, submetidos à simulação de chuva de alta intensidade, em lisímetros volumétricos de drenagem obteve bons resultados. O uso dos lisímetros e simulação de chuvas permitiu que as variáveis de entrada, de saída e de estado fossem controladas, possibilitando o estudo do processo hidrológico e de transporte de espécies químicas, apesar de suas limitações quanto pequena área e ao efeito de borda.

O presente trabalho possibilitou a obtenção das seguintes conclusões:

Em relação a **primeira hipótese** formulada neste trabalho "Lisímetros e simulação de chuva são ferramentas adequadas para o estudo de processos hidrológicos em solos no Sul do Brasil":

1. a geração de escoamento superficial, as taxas de infiltração de água no solo e a drenagem interna, em eventos de chuva de alta intensidade são influenciadas pelas práticas de manejo e pelo estágio de desenvolvimento da cobertura vegetal;

2. a mobilização do solo realizada através do revolvimento provocou o aumento nos tempos de início do escoamento superficial e da drenagem interna, ou seja uma maior infiltração;

3. a geração de escoamento superficial foi maior quando houve presença de selamento superficial, além disso, ela foi fortemente controlada pelo estágio de desenvolvimento das plantas;

4. as taxas de infiltração de água no solo e de drenagem interna, no final dos ensaios, foram fortemente influenciadas pela intensidade da chuva e pelo manejo do solo. Para elevadas intensidades de chuva em solos revolvidos tem-se o aumento da água retida na superfície devido a maior rugosidade, proporcionando aumento das taxas de infiltração e do escoamento de drenagem;

5. o solo com semeadura direta produziu vazão de drenagem e condutividade hidráulica superior ao solo com semeadura convencional. Em consequência, o solo com semeadura convencional apresentou maior armazenamento de água no solo e maior escoamento superficial. Este último ocorreu possivelmente devido ao entupimento dos poros causados pela fração argila do solo presente no soluto (água + sedimentos + espécies químicas), dificultando a percolação da água no perfil do solo;

6. a presença do cultivo do milho não promoveu escoamento superficial com uma chuva de intensidade de  $124 \text{ mm h}^{-1}$  devido a retenção das zonas de raízes .

Em relação a **segunda hipótese** "As concentrações e as massas de espécies químicas transportadas pelo escoamento superficial e de drenagem são influenciados pelas intensidades da chuva e pelo manejo do solo":

1. as concentrações de nitrato nas águas de escoamento superficial e de drenagem são mais elevadas do que aquelas de amônio, nitrito, fosfato, carbono orgânico total e carbono inorgânico;

2. a análise das concentrações médias das espécies químicas de nitrogênio, fósforo e carbono mostrou que elas são influenciadas pelas intensidades das chuvas simuladas. Os ensaios com alta intensidade ( $>60 \text{ mm h}^{-1}$ ) de precipitação apresentaram concentrações médias nos escoamentos superficiais inferiores àquelas dos ensaios de baixa intensidade;

3. as menores intensidades de chuva ( $< 60 \text{ mm h}^{-1}$ ) provocaram aumento das concentrações de todas as espécies químicas analisadas, no entanto, em termos de massa, nota-se que as chuvas de elevadas intensidades ( $> 60 \text{ mm h}^{-1}$ ) geraram maiores transportes, exceto para o nitrato no escoamento de drenagem;

4. a mobilização do solo, não permitiu evidenciar um padrão de efeito sobre as concentrações e as massas de espécies químicas transportadas. Os mecanismos atuantes sobre as espécies químicas são variados, dificultando a obtenção de relações para os solos analisados.

Em relação a **terceira hipótese** "Modelos numéricos de simulação hidrológica unidimensional podem reproduzir com boa precisão o processo hidrológico e o transporte de espécies químicas em solos do Sul do Brasil para eventos de chuvas intensas extremas":

1. o modelo SWAP simulou adequadamente os componentes do balanço hídrico no lisímetro nas escalas de tempo diário e das chuvas simuladas, exceto para o escoamento superficial. Os coeficientes de eficiência de Nash-Sutcliffe na calibração e verificação na escala diária foram superiores a 0,8 para o escoamento de drenagem e inferiores a zero para o escoamento superficial;

2. o modelo ANIMO simulou adequadamente as concentrações de nitrato e de fosfato dos escoamento superficial e de drenagem da série de dados diários

(coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe na calibração de 0,99 para nitrato superficial, de 0,67 para drenagem; 0,82 para fosfato superficial e 0,83 para drenagem);

3. o modelo SWAP simulou adequadamente as variações temporais do escoamento de drenagem e superficial ao longo dos eventos de chuva simuladas (75 minutos cada simulação de chuva). As evoluções das vazões, tanto na subida como na descida do hidrograma, foram adequadamente reproduzidas;

4. o modelo ANIMO simulou adequadamente as concentrações de nitrato e de fosfato ao longo do evento de chuva simulada (75 minutos). As evoluções das concentrações foram adequadamente reproduzidas.

Algumas **Recomendações** podem ser sugeridas para outros trabalhos, tais como:

1. utilização das mesmas intensidade de chuva e manejo do solo durante os diferentes ensaios de simulação de chuva;

2. adição de fertilizantes e dosagem nas mesmas condições;

3. determinação dos principais parâmetros de cultura em condições de campo;

4. incorporação do fluxo preferencial e da presença de empoçamentos na aplicação do modelo SWAP;

5. utilização de parâmetros relacionados ao empoçamento e a aplicação da chuva em intervalos sub-horários, visando uma calibração do escoamento superficial no modelo SWAP mais eficiente;

6. utilização do ciclo da amônia como forma de transição para a simulação do nitrato no modelo ANIMO;

7. utilização da geração de diferentes cenários (climáticos ou de uso de solo) de aplicação de fertilizantes minerais e orgânicos no modelo ANIMO, evidenciando os efeitos das contínuas aplicações ao longo do tempo;

8. realização de análise de sensibilidade tanto do modelo SWAP como do modelo ANIMO, com o objetivo de verificar quais as variáveis mais importantes para simulação do transporte hidrológico e de espécies químicas.

## 7.0 REFERÊNCIAS

Abid, M.; Lal, R. Tillage and drainage impact on soil quality: II. Tensile strength of aggregates, moisture retention and water infiltration. *Soil & Tillage Research*, v.103, p.364-372. 2009.

Aboukhaled, A.; Alfaro, J. F.; e Smith, M. (1986). Los lisímetros. Estudos da FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), Riego y Drenaje paper 39, Roma, 60 p.

Alencar, D.B.S. De; Silva, C.L. Da; Oliveira, C.A. Da S. Influência da chuva no escoamento superficial de uma microbacia hidrográfica do Distrito Federal. *Engenharia Agrícola*, v.26, n.1, p.103-112. 2006.

Almeida, J.A.; Torrent, J.; Barrón, V. Cor de solo, formas do fósforo e adsorção de fosfato em latossolos desenvolvidos de basalto do extremo-sul do Brasil. *Revista brasileira ciência do solo*, v.27, p.989-1002. 2003.

Alves, M.C. & Cabeda, M.S.V. Infiltração de água em um Podzólico Vermelho-Escuro sob dois métodos de preparo, usando chuva simulada com duas intensidades. *Revista Brasileira Ciências do Solo*, v.23, p.753-761. 1999.

Anderson, A.N.; Crawford, J.W.; McBratney, A.B. On diffusion in fractal soil structures. *Soil Science Society of America Journal*, v.64, p.19-24. 2000.

Angelotti Netto, A.; Fernandes, E. J. Avaliação da taxa de infiltração de água em um latossolo vermelho submetido dois sistemas de manejo. *Irriga, Botucatu*, v.10, n.2, p.107-115. 2005.

Antoine, M.; Javaux, M.; Bielders, C. What indicators can capture runoff-relevant connectivity properties of the micro-topography at the plot scale? *Advanced Water Resources*, v.32, n.8, p.1297-310. 2009.

Appels, W.A.; Bogaart, P.W; Van Der Zee, S.E.A.T.M. Influence of spatial variations of microtopography and infiltration on surface runoff and field scale hydrological connectivity, *Advances in Water Resources* v.34, p.303-313. 2011.

Araújo, A.R.; Carvalho, J.L.N; Guilherme, L.R.G.; Curi, N.; Marques, J.J. Movimentação de nitrato e amônio em colunas de solo. *Ciências Agrotécnicas, Lavras*, v.28, n.3, p.537-541. 2004.

Aydin, M., Yano, T., Evrendilek, F., Uygur, V. Implications of climate change for evaporation from bare soils in a Mediterranean environment. *Environmental Monitoring and Assessment*, v.140, p.123-130. 2008.

Azooz, R.H.; Arshad, M.A. Soil infiltration and hydraulic conductivity under long-term no-tillage and conventional tillage systems. *Canadian Journal of Soil Science*, v.76, p.143-152, 1996.

Back, A. J. Chuvas intensas e chuvas de projeto de drenagem superficial no estado de Santa Catarina. Florianópolis: Epagri, 2002. 65 p. (Epagri Boletim Técnico, 123).

Barcelos, A.A.; Cassol, A.; Denardin, J.E. Infiltração de água em um latossolo vermelho-escuro sob condições de chuva intensa em diferentes sistemas de manejo. *Revista Brasileira Ciências do Solo*, v.23, p.35-43. 1999.

Barreto, A.C.; Lima, F.H.S.; Freire, M.B.G.S.; Araújo, Q.R.; Freire, F.J. Características químicas e físicas de um solo sob floresta, sistema agroflorestal e pastagem no Sul da Bahia. *Caatinga (Mossoró, Brasil)*, v.19, n.4, p.415-425. 2006.

Basso, C.J.; Ceretta, C.A.; Durigon, R.; Poletto, N.; Giroto, E. Dejeito líquido de suíno: II - perdas de nitrogênio e fósforo por percolação no solo sob semeadura direta. *Ciência Rural*, v.35, p.1305-1312. 2005.

Bayer, C. Dinâmica da matéria orgânica em sistemas de manejo de solos. Tese de Doutorado em Ciência do Solo, PPG Agronomia, UFRGS, Porto Alegre, 1996. 240p.

Bayer, C.; Mielniczuk, J. Características químicas do solo afetadas por métodos de preparo e sistemas de cultura. *Revista Brasileira Ciência do Solo*, v.21, p.105-112. 1997.

Beauchemin, S.; Simard, R.R.; Cluis, D. Phosphorus sorption-desorption kinetics of soil under contrasting land uses. *Journal Environmental Quality*, v.25, p.1317-1325. 1996.

Bedin, I.; Resende, A.V.R.; Furtini Neto, A.E.; Mendonça, L.A.; Vilela, L.C.S. Fontes de fósforo e crescimento do milho em solos com diferentes capacidades tampão de fosfato. *Ciência Agrotécnica, Lavras*, p.1522-1531. 2003.

Ben-Hur, M. e Lado, M. Effect of soil wetting conditions on seal formation, runoff, and soil loss in arid and semiarid soils - a review. *Australian Journal of Soil Research*, v.46, 191-202. 2008.

Ben-Hur, M.; Agassi, M.; Keren, R.; Zhang, J. Compaction, Aging, and Raindrop-Impact Effects on Hydraulic Properties of Saline and Sodic Vertisols. *Soil Science Society of America Journal*, v.62, p.1377-1383.1998.

Bergamaschi, H.; Berlato, M.A.; Matzenauer, R.; Fontana, D.C.; Cunha, G.R.; Santos, M.L.V.; Farias, J.R.B.E; Barni, N.A. Agrometeorologia aplicada à irrigação. Porto Alegre, Ed. Universidade-UFRGS. 1992. 125p.

Bergamaschi, H.; Radin, B.; Rosa, L.M.G.; Bergonci, J.I., Aragonés, R., Santos; A.O.; França, S.E.; Langensiepen, M. Estimating maize water requirements using agrometeorological data. *Revista Argentina de Agrometeorologia*, v.1, n.1, p. 23-27. 2001.

Bernardo, S. Infiltração de água no solo. In: Manual de Irrigação. Viçosa: Imprensa Universitária, Universidade Federal de Viçosa, p.19-45. 1995.

Bertol, I.; Barbosa, F.T.; Fabian, E.I.; Pegoraro, R.; Zavachi, E.; González, A.P.; Vázquez, E.V. 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. 2008.

Bertol, I.; Beutler, J.F.; Leite, D.; Batistela, O. Propriedades físicas de um Cambissolo húmico afetadas pelo tipo de manejo do solo. *Scientia Agrícola*, v.58, n.3, p.555-560. 2001.

Bertol, I.; Engel, F.; Mafra, A.L.; Bertol, O.J.; Ritter, S. Phosphorus, potassium and organic carbon concentrations in runoff under different soil tillage systems during soybean growth. *Soil & Tillage Research*, v.94, p.142-150. 2007.

Bertol, I.; Guadagnin, J.C.; González, A.P.; Amaral, A.J.; Brignoni, L.F. Soil Tillage, water erosion, and calcium, magnesium, and organic carbon losses. *Scientia Agrícola*, Piracicaba, v.62, n.6, p.578-584. 2005.

Bertol, I.; Schick, J.; Massariol, J.M; Reis, E. F.; Dily, L. Propriedades físicas de um cambissolo húmico álico afetadas pelo manejo do solo. *Ciência Rural*, v.30, n.1, p.91-95. 2000.

Biddanda, B.A.; Cotner, J.B. Love handles in aquatic ecosystems: the role of dissolved organic carbon drawdown, resuspended sediments, and terrigenous inputs in the carbon balance of Lake Michigan. *Ecosystems*, v.5, p.431-445. 2002.

Biggs, T.W.; Mishra, P.K.; Turrall, H. Evapotranspiration and regional probabilities of soilmoisture tress in rainfed crops, southern India gricultural and forest meteorology. *Analysis of Soil Water Response to Grass Transpiration*, v.148, p.1585-1597. 2008.

Blanquies, J.; Scharff, M.; Hallock, B. The design and construction of a rainfall simulator. International Erosion Control Association (IECA), 34th Annual Conference and Expo., Las Vegas, Nevada, February 24-28. 2003.

Blavet, D.; Noni, G. De; Bissonnais, Y. Le; Leonard, M.; Maillo, L.; Laurent, V.; Asseline, V.; Leprun, J.C.; Arshad, M.A.; Roose, E. Effect of land use and management on the early stages of soil water erosion in French Mediterranean vineyards. *Soil & Tillage Research*, v.106, p.124-136. 2009.

Blöschl, G., Scaling in hydrology. *Hydrological Processes*, v.15, n.4, p.709-711. 2001.

Boesten, J.J.T.I. Simulation of Pesticide Leaching in the Field and in Zero-Tension Lysimeters. *Vadose Zone*, v.6, p793-804. 2007.

Bohl, H.; Roth, C.H. A simple method to assess the susceptibility of soils to form surface seals under field conditions. *Catena*, v.20, p.247-256.1993.

Bondarik, I.G. Simulation of water flow and nutrient transport in the soil-waterplant-atmosphere system for an experimental area in the Volga-river basin. All-Russian research Institute for hydraulic engineering and land reclamation VNIIGIM, Russia. 2002.

Bondarik, I.G.; Koryagin, V.A. Use of mathematical models SWAP, ANIMO, WOFOST, in farm production scenario analysis for reclaimed agro-landscapes in Kaliningrad and Moscow regions. Proceedings of ICID Interregional Conference on food production and water: social and economic issues of irrigation and drainage, Moscow, Russia, p.5-11. 2004.

Borges, A.L.O.; Bordas, M.P. Choix de bassins représentatifs et expérimentaux pour l'étude de l'érosion sur le plateau basaltique sudaméricain. *Sediment Budgets (proceedings of the Porto Alegre Symposium)*. IAHS Publ, v.174, p.161-169. 1988.

Börling, K. Phosphorus sorption, accumulation and leaching - effects of long-term inorganic fertilization of cultivated soils. Uppsala. 39p. Tese (doctoral of agricultural sciences). Swedish university of agricultural sciences. 2003.

Borselli, L.; Torri, D. Soil roughness, slope and surface storage relationship for impervious areas. *Journal of Hydrology*, v.393, p.389-400. 2010.

Braden, H. Ein Energiehaushalts- und Verdunstungsmodell for Wasser und Stoffhaushaltsuntersuchungen landwirtschaftlich genutzter Einzugsgebiete. *Mittlungen Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft*, v.42, p.294-299. 1985.

Brady, N.C.; Weil, R.R. The nature and properties of soils, 12th Ed., Prentice-Hall, Inc., Upper Saddle River, N.J. 1999.

Braga, S.M.; Santos, I.; Fernandes, C.V.S.; Kobiyama, M. Desenvolvimento de um sistema automático de baixo custo para medição indireta da interceptação. XVIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Campo Grande. 2009.

Bril, J.; van Faasen, H.G.; Gunnewiek, H. K. Modeling N<sub>2</sub>O emission from grazed grassland. Report 24, AB-DLO, Wageningen, The Netherlands, 1994. 45p.

Bronick, C.J.; Lal, R. Soil structure and management: a review. *Geoderma*, v.124, p.3-22. 2005.

Buczko, U.; Bens, O.; Huttl, R.F. Tillage Effects on Hydraulic Properties and Macroporosity in Silty and Sandy Soils. *Soil Science Society of America Journal*, v.70, p.1998-2007, 2006.

Cabeda, M.S.V. Degradação física e erosão do solo. In: Simpósio de manejo do solo e semeadura direta no Sul do Brasil, 1., Simpósio de conservação do solo do planalto, 3., 1984, Passo Fundo. Anais. Passo Fundo, PIUCS e UPF - Faculdade de Agronomia. p.28-33. 1984.

Caires, E.F.; Blum, J.; Barth, G.; Garbuió, F.J. e Kusman, M.T. Alterações químicas do solo e resposta da soja ao calcário e gesso aplicados na implantação do sistema semeadura direta. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, v.27, p.275-286. 2003.

Câmara, R.K.; Klein, V.A. Escarificação em semeadura direta como técnica de conservação do solo e da água. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, MG, v.29, n.5, p.789-796. 2005.

Campos, B-N, C. Dinâmica do carbono em Latossolo Vermelho sob sistemas de preparo de solo e de culturas. Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, RS, 2006, 188p.

Carlesso, R.; Spohr, R.B. ; Eltz, F.L.F.; Flores, C.H. Runoff estimation in southern Brazil based on Smith's modified model and the Curve Number method. *Agricultural Water Management*, v.98, p. 1020-1026. 2011.

Carvajal, F.; Aguilar, M.A.; Agüera, F.; Aguilar, F.J.; Giraldez, J.V. Maximum Depression Storage and Surface Drainage Network in Uneven Agricultural Landforms. *Biosystems Engineering*, v.95, n.2, p.281-293. 2006.

Castro, N.M.R. Ruissellement et erosion sur des bassins versants de grandes cultures du plateau Basaltique du sud du Bresil (Rio Grande do Sul). Strasbourg. University Luis Pasteur, Tese de Doutorado, 1996, 179p.

Castro, N.M.R.; Chevallier, P. Funcionamento hidrossedimentológico de uma Terra Roxa Estruturada. In: Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Gramado. Anais, Porto Alegre: ABRH, v.2, p.456-465. 1993.

Castro, O.M. Comportamento físico e químico de um Latossolo Roxo em função do seu preparo na cultura do milho (*Zea mays* L.). Piracicaba, Tese (Doutorado em Agronomia) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo. 1995, 174p.

Cavaliere, K.M.V.; Silva, A.P.; Tormena, C.A.; Leão, T.P.; Dexter, A.R.; Kansson, I.H. Long-term effects of no-tillage on dynamic soil physical properties in a Rhodic Ferrasol in Paraná Brazil. *Soil & Tillage Research*, v.103, p.158-164. 2009.

Cecilio, R.A. Aplicação da equação de Green-Ampt na modelagem da infiltração de água em Latossolo Vermelho-Amarelo estratificado. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa. 2002.

Cerdan, O.; Le Bissonnais, Y.; Govers, G.; Lecomte, V.; Van Oost, K.; Couturier, A.; King, C. ; Dubreuil, N. Scale effect on runoff from experimental plots to catchments in agricultural areas in Normandy. *Journal of Hydrology*, v.299, n.1-2, p.4-14. 2004.

Chen, X.; Wu, H.; Wo, F. Nitrate vertical transport in the main paddy soils of Tai Lake region, China. *Geoderma*, v.142, p.136-141. 2007.

Chevallier, P. ; Dhein, R. A. Les précipitations exceptionnelles des 26 et 27 mai 1992 dans la région d'Ijuí (Rio Grande do Sul, Brésil). *Science et changements planétaires/Sécheresse*, v.4, n. 3, p.159-164. 1993.

Chow, V.T.; Maidment, D.R.; Mays, L.W. *Hidrología Aplicada*. McGraw-Hill, Santa Fé de Bogotá, Colombia. 1995.

Ciotta, M.N.; Bayer, C. Fontoura, S.M.V.P.; Ernani, R.; Albuquerque, J.A. Matéria orgânica e aumento da capacidade de troca de cátions em solo com argila de atividade baixa sob semeadura direta. *Ciência Rural*, Santa Maria, v.33, n.6, p.1161-1164. 2003.

Correll, D.L. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving Waters: a review. *Journal Environmental Quality*, v.27, p.261-266. 1998.

Corwin, D.L. Evaluation of a simple lysimeter-design modification to minimize sidewall flow. *Journal of Contaminant Hydrology*, v.42, p.35-49. 2000.

Costa, S.N.; Martinez, M.A.; Matos, A.T.; Ramos, V.B.N.R. Mobilidade de nitrato em colunas de solo sob condições de escoamento não permanente. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.3, n.2, p.190-194. 1999.

Courtney, R.G. and Mullen, G.J. Soil quality and barley growth as influenced by the land application of two compost types. *Bioresource Technology*, v.99, p.2913-2918. 2008.

Dalal, R.C. Soil organic phosphorus. *Advances in agronomy*, v.29, p.83-117. 1977.

Darboux, F.; Davy, C.; Gascuel-Oudou, C. Huang. Evolution of soil surface roughness and flowpath connectivity in overland flow experiments. *Catena*, v.46, p.125-139. 2001.

Darboux, F.; Huang, C. Does Soil Surface Roughness Increase or Decrease Water and Particle Transfers? *Soil Science Society of America Journal*, v.69, p.738-756. 2005.

Deurer, M., Green, S.R., Clothier, B.E., Böttcher, J., Duijnsveld, W.H.M., Drainage networks in soils. A concept to describe bypass-flow pathways. *Journal of Hydrology*, v.272, n.1-4, p.148-162. 2003.

DHS - Departamento de Hidráulica e Saneamento (UFPR). Relatório Parcial - Projeto Barigüi - Avaliação de Benefício-Custo de Medidas de Controle de Cheias e Despoluição Urbana - Estudo de Caso da Bacia do Rio Barigüi. 2005.

Downer, C.W.; Ogden, F.L. Appropriate vertical discretization of Richards' equation for two-dimensional watershed-scale modeling. *Hydrology Processes*, v.18, p.1-22. 2004.

Dunne, T. Field studies of hillslope flow processes, In *Hillslope Hydrology*, Kirkby MJ (ed), Wiley-Interscience, New York. 1978.

Eitzinger, J.; Trnka, M.; Hösch, J.; Žalud, Z.; Dubrovský, M. Comparison of CERES, WOFOST and SWAP models in simulating soil water content during growing season under different soil conditions. *Ecological Modelling* 171, p.223-246. 2004.

EMBRAPA, Sistema brasileiro de classificação de solos. Brasília: EMBRAPA, 1999, 412p.

Farres, P.J. The dynamics of rain splash erosion and the role of soil aggregate stability. *Catena*, v.14, p.119-130. 1987.

Feddes, R.A.; Kowalik, P.J.; Zaradny, H. Simulation of field water use and crop yield. Simulation Monographs, Pudoc, Wageningen, the Netherlands. 1978.

Filizola, H.F.; Sams, L.M.A.; Ferracini, V.L. Parâmetros hídricos do solo com auxiliares na avaliação da poluição da água superficial e subsuperficial. In: Congresso brasileiro de ciência do solo, 26, Rio de Janeiro, Anais, Rio de Janeiro: SBCS; CNPS. 1997.

Fox, D.M.; Le Bissonnais, Y.; Bruand, A. The effect of ponding depth on infiltration in a crusted surface depression. *Catena*, v.32, p.87-100. 1998.

Frazão, L.A.; Piccolo, M.C.; Feigl, B.J.; Cerri, C.C.; Cerri, C.E.P. Propriedades químicas de um Neossolo Quartzarênico sob diferentes sistemas de manejo no Cerrado mato-grossense. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.43, p.641-648. 2008.

Fundação SOS Mata Atlântica e Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2010. Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica Período 2008-2010: Dados Parciais dos Estados Avaliados até Maio de 2010. São Paulo. Disponível em: <<http://www.sosma.org.br/index.php?section=project&action=listProjects>> Acesso em: 10 Janeiro de 2013.

Gatiboni, L.C. Disponibilidade de formas de fósforo do solo às plantas. Tese (doutorado em ciência do solo) - Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria. 2003. 247p.

Gebler, L.; Louzada, J. A.S.; Bertol, I.; Ramos, R.R.; Miquelluti, D.J.; Schramme, B.M. Adaptação metodológica no cálculo de cargas contaminantes de fósforo em bacias hidrográficas gaúchas. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.16, n.7, p. 769-776. 2012.

Genuchten, M.T.V. A closed form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society of America Journal*. Madison, v.44, p.892-898. 1980.

Gilles, L.; Cogo, N.P.; Bissani, C.A.; Bagatini, T.; Portela, J.C. Perdas de água, solo, matéria orgânica e espécies químicas por erosão hídrica na cultura do milho implantada em área de campo nativo, influenciadas por métodos de preparo do solo e tipos de adubação. *Revista Brasileira Ciência do Solo*, v.33, p.1427-1440. 2009.

Godlinski, F.; Reiche, E. W.; Lennartz, B.; Meissner, R. Simulation of phosphorus losses from lysimeters. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde*, v.171, n.4, p.621-633. 2008.

Goss, M.J.; Wilfried Ehler; Adrian, U. The role of lysimeters in the development of our understanding of processes in the vadose zone relevant to contamination of groundwater aquifers. *Physics and Chemistry of the Earth*, v.35, p.913-926. 2010.

Govaerts, B.; Fuentes, M.; Mezzalama, M.; Nicol, J. M.; Deckers, J.; Etchevers, J. D.; Figueroa-Sandoval, B.; Sayre, K. D. Infiltration, soil moisture, root rot and nematode populations after 12 years of different tillage, residue and crop rotation managements. *Soil and Tillage Research*, v.94, n.1, p.209-219. 2007.

Grebet, P.; Cuenca, R.H. History of lysimeter design and effects of environmental disturbances. In: *Proceedings of International Symposium on Lysimetry; Lysimeters for evapotranspiration and environmental measurements*. Edited by Allen, R.G., Howell T.A, Pruitt W.O., Walter I.A., Jensen M.E. Honolulu, Hawaii, July 23-25. 1991.

Groenendijk, P.; Kroes, J. G. Modelling the nitrogen and phosphorus leaching to groundwater and surface water, ANIMO 3.5. Report 144. Wageningen: DLO Winand Staring Centre. 1999.

Grohmann, F.H.P.; Medina, A.; Gargantini, H. Novo tipo de Lisímetro Monolítico. *Bragantia*, v.11, n.10-12. 1951.

Gumiere, S.J.; Bissonnais le, Y.; Raclot, D. Soil resistance to interrill erosion: Model parameterization and sensitivity. *Catena*, v.77, p.274-284. 2009.

Hansen, J.B; Holm, P.E; Hansen, E.A; Hjelmar, O. Use of lysimeters for characterisation of leaching from soil and mainly inorganic waste materials. Nordtest Technical Report. Final Report December, Hørsholm Denmark. 2000.

Hardtke, W.; Oheimb, G. Von; Niemeyer, M.; Niemeyer, T.; Assmann, T.; Meyer, H. Nutrient leaching in dry heathland ecosystems: effects of atmospheric deposition and management. *Biogeochemistry*, v.86, p.201-215. 2007.

Harsch, N.; Brandenburg, M.; Klemm, O. Large-scale lysimeter site St. Arnold, Germany: analysis of 40 years of precipitation, leachate and evapotranspiration. *Hydrology and Earth System Sciences*, v.13, p.305-317. 2009.

Hassink, J.; Whitmore, A.P. A model of the physical protection of organic matter in soils. *Soil Science Society of America Journal*, v.6, p.131-139. 1997.

Hassink, J; Bouwman, L.A.; Zwart, K.B.; Bloem, J.; Brussaard, L. Relationships between soil texture, physical protection of organic matter, soil biota, and C and N mineralization in grassland soils, *Geoderma*, v.57, n.1-2, p.105-128. 1993.

Haygarth, P.M.; Sharpley, A.N. Terminology for phosphorus transfer. *Journal Environmental Quality*. v.29, p.10-15. 2000.

Hendriks, R.F.A.; Groenendijk, P.; Stolck, P.C.; Van den Akker, J.J.H.; Renaud, L.V. Modelling of greenhouse gas emissions with ANIMO 4.0 Alterra, Wageningen, The Netherlands. 2011.

Herbst, M.; Fialkiewicz, W.; Chen, T.; Pütz, T.; Thiéry, D.; Mouvet, C.; Vachaud, G.; Vereecken, H. Intercomparison of Flow and Transport Models Applied to Vertical Drainage in Cropped Lysimeters. *Vadose Zone Journal*, v.4, p.240-254. 2005.

Herrmann, M.; Pust, J.; Pott, R. Leaching of nitrate and ammonium in heathland and forest ecosystems in northwest Germany under the influence of enhanced nitrogen deposition. *Plant and soil*, Dordrecht, v.273, p.129-137. 2005.

Hillel, D. *Environmental soil physics*. New York: Academic Press, 1998, 771p.

Hjelmar O. Leachate from land disposal of coal fly ash. *Waste Management and Research*, v.8, p.429-449. 1990.

Hoeks, J., Beker, D.; Borst, R.J. Soil column experiments with leachate from a waste tip. II. Behaviour of leachate components in soil and groundwater. Note 1131, Institute for Land and Water Management Research, Wageningen. 1979.

Horton, R.E. The role of infiltration in the hydrologic cycle, *Transactions American Geophysical Union* v.14, p.446-460. 1933.

Huo, Z.; Feng, S.; Daí, X.; Zheng, Y.; Wang, Y. Simulation of hydrology following various volumes of irrigation to soil with different depths to the water table. *Soil Use and Management*, v.28, n.2, p.229-239. 2012.

IPAGRO. Atlas Agroclimático. Rede meteorológica. Estado do Rio Grande do Sul, v.3, mapa n.232. 1989.

Irmak, A.; Kamble, B. Evapotranspiration data assimilation with genetic algorithms and SWAP model for on-demand Irrigation. *Irrigation Science*, v.28, p.101-112. 2009.

Jong van Lier, Q.; Libardi, P.L. Variabilidade dos parâmetros da equação que relaciona a condutividade hidráulica com a umidade do solo no método do perfil instantâneo. *Revista Brasileira da Ciência do Solo*, v.23, n.4, p.1005-1014. 1999.

Jong van Lier, Q.; Metselaar, K.; van Dam, J.C.; Jong, R.; Duijnsveld, W.H.M. Macroscopic root water uptake distribution using a matric flux potential approach. *Vadose Zone Journal*., v.7, p.1065-1078. 2008.

Kaiser, K.; Kaupenjohann, M.; Zech, W. Sorption of dissolved organic carbon in soils: effects of soil sample storage, soil-to-solution ratio, and temperature. *Geoderma*, Amsterdam, v.99, n 3-4, p.317-328. 2001.

Kaiser, K.; Sech, W. Sorption of dissolved organic nitrogen by acid subsoil horizons and individual mineral phases. *European Journal of Soil Science*, September, v.51, p.403-411. 2000.

Kaiser, K.; Zech, W. Rates of dissolved organic matter release and sorption in forest soils. *Soils science*, new Brunswick, v.163, n.9, p.714-725. 1998.

Kinnell, P.I.A. The influence of raindrop induced saltation on particle size distributions in sediment discharged by rain-impacted flow on planar surfaces. *Catena*, v.78, p.2-11. 2009.

Kjaergaard, C.; Hansen, H.C.B.; Koch, C.B.; Villholth, K. G. Properties of water-dispersible colloids from macropore deposits and bulk horizons of an agrudalf. *Soil Science Society of America Journal*, v.68, p.1844-1852. 2004.

Klepker, D. Nutrientes e raízes no perfil e crescimento de milho e aveia em função do preparo do solo e modos de adubação. Porto Alegre, Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Agronomia, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 1991. 117p.

Knapen, A.; Poesen, J.; Govers, G.; Gyssels, G.; Nachtergaele, J. Resistance of soils to concentrated flow erosion: A review. *A. Earth-Science Reviews* v.80, p.75-109. 2007.

Köhne, J.M.; Köhne, S.; Šimůnek, J. A review of model applications for structured soils: a) Water flow and tracer transport. *Journal of Contaminant Hydrology*, v.104, p.4-35. 2009.

Kolenbrander, G.J. Nitrate content and nitrogen loss in drain water. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, v.17, p.246-255. 1969.

Koopmans, G.F.; Schoumans, O.F.; Chardon, W.J. The use of indicators for the identification of phosphorus transfer from agricultural land to surface waters. *Alterra-Rapport 793*, Alterra Green World Research, Wageningen. 2003.

Kroes, J. G.; Roelsma, J. User's Guide ANIMO 3.5; input instructions and technical programme description. Alterra Green World Research, Wageningen. Technical Document 46. 1998.

Kroes, J.G.; Roelsma, J. Simulation of water and nitrogen flows on field scale: application of the SWAP-ANIMO model for the Müncheberg data set. In: Kersebaum,

K. Ch., et al., (Eds.), *Modelling Water and Nutrient Dynamics in Soil-Crop Systems*. Springer, p.111-128. 2007.

Kroes, J.G.; van Dam, J.C.; Groenendijk, P.; Hendriks, R.F.A.; Jacobs, C.M.J. SWAP version 3.2. Theory description and user manual, Alterra, Wageningen, The Netherlands. 2008. 262p.

Kyllmar, K.; Carlsson, C.; Gustafson, A.; Ulén, B.; Johnsson, H. Nutrient discharge from small agricultural catchments in Sweden. Characterisation and trends. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v.115, p.15-26. 2006.

Laegdsmand, M.; Jonge, L.W.; Moldrup, P. Leaching of colloids and dissolved organic matter from columns packed with natural soil aggregates. *Soil Science*, v.170, n.1, p.13-27. 2005.

Lakhdar, A.; Rabhi, M.; Ghnaya, T.; Montemurro, F.; Jedidi, N.; Abdelly, C. Effectiveness of compost use in salt-affected soil. *Journal of Hazardous Materials*, v.171, p.29-37. 2009.

Lal, R. Soil erosion and land degradation: the global risks. In: Lal, R., Stewart, B.A. (Eds.), *Soil Degradation*. Springer-Verlag, p.130-171. 1990.

Lal, R. Soil quality impacts of residue removal for bioethanol production. *Soil & Tillage Research*, v.102, p.233-241. 2009.

Lal, R.; Shukla, M.K. *Principles of Soil Physics*. Marcel Dekker, New York, 2004, 716 p.

Lanthaler, C. Updated information about lysimeter and soil hydrology measuring sites in Europe. *European Lysimeter Platform*, Austria, p.1-5. 2006.

Lanzanova, M.E.; Nicoloso, R.S.; Lovato, T.; Eltz, F.L.F.; Amado, T.J.C.; Reinert, D.J. Atributos físicos do solo em sistema de integração lavoura-pecuária sob semeadura direta. *Revista Brasileira Ciências do Solo*, v.31, p.1131-1140. 2007.

Lecomte, V.; Barriuso, E.; Bresson, L.M.; Koch, C.; Le Bissonnais, Y. Soil surface structure effect on isoproturon and diflufenican loss in runoff. *Journal of Environmental Quality*, v.30, p.2113-2119. 2001.

Lee, K.H., Isenhardt, T.M.; Schultz, R.C.; Mickelson, S.K. Multispecies Riparian Buffers Trap Sediment and Nutrients during Rainfall Simulations. *Journal of Environmental Quality* v.29, p.1200-1205. 2002.

Leite, D; Bertol, I.; Guadagnin, J. C.; Santos, E. J.; Ritter, S. R. Erosão hídrica em um nitossolo háplico submetido a diferentes sistemas de manejo sob chuva

simulada. I - perdas de solo e água. *Revista Brasileira Ciências do Solo*, v.28, p.1033-1044, 2004.

Leite, L.F.C; Mendonça, E.S. Modelo century de dinâmica da matéria orgânica do solo: Equações e pressupostos. *Ciência Rural*, Santa Maria, v.33, n.4, p.679-686. 2003.

Libardi, P. L. Dinâmica da água no solo. São Paulo: Editora Universidade de São Paulo. 2005.

Libardi, P.L. Dinâmica da água no solo. 1.ed. Piracicaba: Departamento de Física e Meteorologia (ESALQ/USP). 1995. 497p.

Libardi, P.L. Infiltração de água no solo. In: Libardi. Dinâmica da água no solo. São Paulo: Editora Universidade de São Paulo. 2000.

Lima Neto, J.A.; Ribeiro, M.R.; Corrêa, M.M.; Souza-Júnior, V.S.S.; Araújo Filho, J.C.; Lima, J.F.W.F. Atributos químicos, mineralógicos e micromorfológicos de horizontes coesos de latossolos e argissolos dos tabuleiros costeiros do estado de alagoas. *Revista Brasileira Ciências do Solo*, v.34, p.473-486. 2010.

Lipiec, J.; Kuś, J.; Słowińska-Jurkiewicz, A.; Nosalewicz, A. Soil porosity and water infiltration as influenced by tillage methods. *Soil and Tillage Research*, v.89, n.2, p.210-220. 2006.

Louzada, J.A.; Caicedo, N.; Helfer, F. Condições de drenagem relacionadas ao trânsito de máquinas em solo de várzea (RS-Brasil). *Revista Brasileira Engenharia Agrícola Ambiental*, v.12, n.1, p.98-106. 2008.

Louzada, J.A.; Castro, N.M.R.; Goldenfum, J.A. Avaliação das condições de drenagem superficial e subsuperficial em amostra de solo indeformado de grande volume. In: 12º Congresso Nacional de Irrigação e Drenagem. Uberlândia. 2002.

Lucarelli, J.R.F. Alterações em características de um Latossolo Roxo submetido a diferentes sistemas de manejo. Campinas. Tese (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Faculdade de Engenharia de Agrícola, Universidade Estadual de Campinas. 1997. 135p.

Luchese, E.B.; Favero, L.O.B.; Lenzi, E. Fundamentos da química do solo. Rio de Janeiro: freitas bastos. 2001. 159 p.

Ludwig C.; Johnson, C.A.; Käppeli M.; Ulrich A.; Riediker, S. Hydrological and geochemical factors controlling the leaching of cemented MSWI air pollution control residues: A lysimeter field study. *Journal of Contaminant Hydrology*, v.42, p.253-272. 2000.

Ma, Y.; Feng, S.; Huo, Z.; Song, X. Application of the SWAP model to simulate the field water cycle under deficit irrigation in Beijing, China. *Mathematical and Computer Modelling*. 2011.

Malavolta, E. *Adubos e adubação fosfatada*. São Paulo: Fertilizantes Mitsui, 1985, 61p.

Mantovi, P.; Fumagalli, L.; Berettac, G. P.; Guermandi, M. Nitrate leaching through the unsaturated zone following pig slurry applications. *Journal of Hydrology*, v.316, p.195-212. 2006.

Marinov, D.Q.; Roelsma, J. Simulation of water flow and nitrogen transport for a Bulgarian experimental plot using SWAP and ANIMO models. *Journal of Contaminant Hydrology*, v.77, p.145-164. 2005.

Martin-Neto, L.; Segnini, A.; Simões, M.L.; Milori, D.M.F.; Silva, W.T.; Primavesi, O. Dinâmica e estabilidade da matéria orgânica em área com potencial para seqüestro de carbono no solo. *Embrapa Instrumentação Agropecuária*. 2005.

Mcgechan, M.B.; Lewis, R.R. Review: Transport of particulate and colloid-sorbed contaminants through soil, Part I: General principles. *Biosystems Engineering*, v.83, n. 3, p.255-273. 2002.

Medeiros, G.A.; Daniel, L.A.; Lucarelli, J.R.F.; Reis, F.A.G.V. Influência do sistema de preparo e manejo de um latossolo vermelho nas suas propriedades físico-hídricas. São Paulo, *UNESP, Geociências*, v.28, n.4, p.453-465. 2009.

Melland, A.R.; Caskill, M.R.; White, R.E.; Chapman, D.F. Loss of phosphorus and nitrogen in runoff and subsurface drainage from high and low input pastures grazed by sheep in southern Australia. *Australian Journal of Soil Research*, v.46, n.2, p.161-172. 2008.

Merdun, H.; Meral, R.; Riza Demirkiran, A. Effect of the initial soil moisture content on the spatial distribution of the water retention. *Eurasian Soil Science*, v.41, n.10, p.1098-1106. 2008.

Mertens, J.; Kahl, G.; Goesbüren, B.; Vanderborght, J. Inverse Modeling of Pesticide Leaching in Lysimeters: Local versus Global and Sequential Single-Objective versus Multiobjective Approaches. *Vadose Zone Journal*, v.8, n.3, p.793-804. 2009.

Mesquita, M.G.B.F.; Moraes, S.O. A dependência entre a condutividade hidráulica saturada e atributos físicos do solo. *Ciência Rural*, Santa Maria, v.34, n.3. 2004.

Meurer, E.J. Fundamentos de química do solo. Porto Alegre: Gênese, p.77-105. 2000.

Meyer, L.D.; Harmon, W.C. Multiple-intensity rainfall simulator for erosion research on row sideslopes. Transactions of the ASAE, S1. Joseph, Michigan, v.22, p.100-103. 1979.

Mouzai, L.; Bouhadeff, M. Water drop erosivity: effect on soil splash. Journal of Hydraulic Research, v.41, p. 61-68. 2003.

Muchovej, R.M.C.; Rechcigl, J.E. Impact of nitrogen fertilization of pastures and turf grasses on water quality. Apud: Lal, R.; Stewart, B.A. (ed.). Soil processes and water quality, Boca Raton: Lewis publishers. p.91-135. 1994.

Neto, L.M.; Andriulo, A.; Traghetta, D.G. Fracionamento físico da matéria orgânica do solo e caracterização por espectroscopia de epr. Embrapa comunicado técnico Nº 10, p.1-7. 1996.

Netto, A.M.; Antônino, A.C.D.; Audry, P.; Carneiro, C.J.G.; Dallólio, A. Condutividade hidráulica não saturada de um podzólico amarelo da zona da mata norte de Pernambuco. Pesquisa Agropecuária Brasileira, v.35, n.6, p.1221-1228. 2000.

Nimer, E. Clima. In: Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Geografia do Brasil: Região Sul. Rio de Janeiro: IBGE. v.2. 1990.

Nimer, E. Climatologia do Brasil, 2º ed., Rio de Janeiro: IBGE, p.195-264, 1988.

Nordstrom, K.F., Hotta, S. Wind erosion from cropland in the USA: a review of problems, solutions and prospects. Geoderma, v.121, p.157-167. 2004.

Novais, R.F.E.; Smyth, T.J. Fósforo em solo e planta em condições tropicais. Viçosa, MG, Brazil: Federal University of Viçosa. 1999. 399p.

Oliveira, N.T.; CASTRO, N.M.R. ; GOLDENFUM, J.A. Construção e instalação de um lisímetro. In: Congresso Nacional de Irrigação e Drenagem e I. Encontro Latinoamericano de Irrigação, Drenagem e Controle de Enchentes, 2004, Porto Alegre. Anais do XIV Congresso Nacional de Irrigação e Drenagem e I. Encontro Latinoamericano de Irrigação, Drenagem e Controle de Enchentes, 2004.

Oliveira, N.T. Influência da palha no balanço hídrico em lisímetros. Dissertação. (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2006. 88p.

Orioli, G.; Sabbatini, M.; Marchena, J.; Vazquez, R. The impact of agricultural land use on stream chemistry and inputs to an inland reservoir: case of the Sauce

Grande River, Argentina. *Hydrological Sciences Journal-Journal Des Sciences Hydrologiques*, v.53, n.4, p.834-843. 2008.

Panachuki, E.; Bertol, I.; Alves Sobrinho, T.; Oliveira, P.T.S.; Rodrigues, D.B.B. Perdas de solo e de água e infiltração de água em Latossolo vermelho sob sistemas de manejo. *Revista Brasileira Ciências do Solo*, v.35, p.1777-1785, 2011.

Parfitt, R.L. Anion adsorption by soils and soil materials. *Advances in Agronomy*, v.30, p.1-46. 1978.

Pédrot, M.; Dia, D.; Davranche, M.; Coz, M.B-Le.; Henin, O.; Gruau, G. Insights into colloid-mediated trace element release at the soil/water interface. *Journal of Colloid and Interface Science*, v.325, p.187-197. 2008.

Peraza, J.E.S. Retenção de água e pedofunções para solos do Rio Grande do Sul. Dissertação de Mestrado. PPGEA - UFSM. Santa Maria. 2003. 135p.

Persson Y.; Hemstro, K.; Omberg, L.; Tysklind, M.; Enell, Q. Use of a column leaching test to study the mobility of chlorinated HOCS from a contaminated soil and the distribution of compounds between soluble and colloid phases. *Chemosphere*, v.71 p.1035-1042. 2008.

Piguet, P.; Parriaux, A.; Bensimon, M. The diffuse infiltration of road runoff: An environmental improvement. *Science of The Total Environment*, v.397, p.13-23. 2008.

Piirainen, S.; Finér, L.; Mannerkoski, H.; Starr, M. Leaching of cations and sulphate after mechanical site preparation at a boreal forest clear-cut area. *Geoderma*, v.149 p.386-392. 2009.

Pinheiro, A.; Deschamps, F. C. Transporte de ortofosfato e de nitrato na microbacia do Ribeirão Fortuna, SC. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.12, n.3, p.318-325. 2008.

Pinheiro, A.; Kaufmann, V.; Schneiders, D.; Oliveira, D.A.; Albano, R.M.R. Concentrações e cargas de nitrato e fosfato na bacia do ribeirão Concórdia, Lontras, SC. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental (Online)*, v.17, p. 86-93. 2013.

Pinheiro, A.; Rosa, A.S. Comportamento hidrológico em bacias com floresta nativa e implantada no município de Caçador, SC. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v.15, p. 81-88. 2010.

Pinheiro, A.; Severo, D.L. Análise do evento pluviométrico catastrófico de novembro de 2008 na região de Blumenau, SC. In *Anais do XVI Congresso Brasileiro de Meteorologia*. Belém: CBMET, 2010.

Probst, A.; Fritz B.; Viville D. Mid-term trends in acid precipitation, stream water chemistry and element budgets in the Steinbach catchment (Vosges Mountains, France). *Water Air Soil Pollution*, v.79, n.1-4, p.39-59. 1995.

Qualls, R.G. Composicion of the behavior of soluble organic and inorganic nutrients in forest soils. *Forest ecology na management*. Amsterdam, v.138, n.1-3, p.29-50. 2000.

Qualls, R.G.; Haynes, B.L. Biodegradability of dissolved organic-matter in forest throughfall, soil solution, and stream water. *Soil science society of America journal*. Madison, v.56, n.2, p.578-586. 1992.

Quilbé, R.; Rousseau, A.L.; Duckemin, M.; Pouli, A.; Gangbazo, G.; Villeneuve, J.P. Selecting a calculation method to estimate sediment and nutrient loads in streams: Application to the Beaurivage River (Québec, Canada). *Journal of Hydrology*, v.326, n.1-4, 295-310. 2006.

Ramos, M.C.; Nacci, S.; Pla, I. Effect of raindrop impact and its relationship with aggregate stability to different disaggregation forces. *Catena*, v.53, p.365-376. 2003.

Renaud, L. V.; Roelsma, J.; Groenendijk, P.: ANIMO 4.0; User's guide of the ANIMO 4.0 nutrient leaching model, Alterra, Wageningen, The NetherlandsAlterra-Report, 224, 191p. 2005.

Rheinheimer, D.S. Dinâmica do fósforo em sistema de manejo de solos. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 2000.

Rheinheimer, D.S; Anghinoni, I. Accumulation of soil organic phosphorus by soil tillage and cropping systems in subtropical soils. *Communications in soil science and plant analysis*, v.34, n.15-16, p.2339-2354. 2003.

Richter, K.; Timmermans, W.J. Physically based retrieval of crop characteristics for improved water use estimates. *Hydrology and Earth System Sciences*, v.13, 663-674. 2009.

Roth, C.H.; Meyer, B.; Frede, H.G. Effect of mulch rates and tillage systems on infiltrability and other soil physical properties of an oxisol in Paraná, Brasil. *Soil & Tillage, Research*, v.11, p.81-91, 1988.

Sampaio, M.V. Espacialização dos coeficientes das equações de chuvas intensas em bacias hidrográficas do Rio Grande do Sul. Tese de doutorado. Programa de Pós-

Graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Santa Maria. 2011, 155p.

Santa Catarina, Programa de Recuperação Ambiental e de Apoio ao Pequeno Produtor Rural (PRAPEM/MICOBACIAS 2). Documento 1 - Informe Final de Implementação. 2009, 78p.

Santos, D.R.; Gatiboni, L.C.; Kaminskii, J. Fatores que afetam a disponibilidade do fósforo e o manejo da adubação fosfatada em solo sob sistema semeadura direta. *Ciência Rural*, v.38, n.2. 2008.

Sato, J.H.; Figueiredo, C.C.; Leão, T.P.; Ramos, M.L.G.; Kato, E. Matéria orgânica e infiltração da água em solo sob consórcio milho e forrageiras. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.16, n.2, p.189-193. 2012.

Schaap, M.G.; Van Genuchten, M.T. A Modified Mualem-Van Genuchten Formulation for Improved Description of the Hydraulic Conductivity Near Saturation. *Vadose Zone Journal*, v.5, p. 27-34, 2006.

Schick, J.; Bertol, I.; Batistela, O.; Balbinot Junior, A.A. Erosão hídrica em cambissolo húmico alumínico submetido a diferentes sistemas de preparo e cultivo do solo: i. Perdas de solo e água. *Revista Brasileira Ciências do Solo*, v.24, p.427-436, 2000.

Schoen, R., Gaudeta, J.P., Bariac, T. Preferential flow and solute transport in a large lysimeter, under controlled boundary conditions. *Journal of Hydrology*, v.215, p.70-81. 1999.

Schoumans, O.F. e Groenendijk, P. Modeling soil phosphorus levels and phosphorus leaching from agricultural land in the Netherlands. *Journal of Environmental Quality*, v.29, p.111-116. 2000.

Scorza Júnior, P.R.; Da Silva, J.P.; Rigitano, R.L.O. Simulation of moisture profiles in a Latossol in Dourados region, in the state of Mato Grosso do Sul, Brazil. *Engenharia Agrícola, Jaboticabal*, v.30, n.1, p.22-32. 2010.

Scott, H.D.; Mauromoustakos, I.P.; Handayani, I.P.; Miller, D.M., Temporal variability of selected properties of loessial soil as affected by cropping. *Soil Science Society of America Journal*, v.58, p.1531-1538. 1994.

Sharpley, A.N.; Halvorson, A.D. The management of soil phosphorus availability and its transport in agricultural runoff. In Lal, R. (ed.) *Soil processes and water quality*, Boca Raton, Lewis Publishers, p.1-84. 1994.

Shen, Q.R.; Ran, W.; Cao, Z.H. Mechanisms of nitrite accumulation occurring in soil nitrification. *Chemosphere*, v.50 p.747-753. 2003.

Silva da, C.C.; Silveira, P.M. Influência de sistemas agrícolas em características químico-físicas do solo. *Ciências Agrotécnicas*, Lavras, v.26, n.3, p.505-515. 2002.

Silva, L.S.; Camargo, F.A.O.; Ceretta, C.A. Composição da fase sólida orgânica do solo. In: Meurer, E.J. *Fundamentos de química do solo*, 2. Ed. Porto alegre, Genesis. p.73-99. 2004.

Silva, M.A.S.; Mafra, A.L.; Albuquerque, J.A.; Bayer, C.; Mielniczuk, J. Atributos físicos do solo relacionados ao armazenamento de água em um Argissolo Vermelho sob diferentes sistemas de preparo. *Ciência Rural*, v.35, n.3. 2005.

Sims, J.T.; Simard, R.R.; Joern, B.C. Phosphorus losses in agricultural drainage: historical perspective and current research. *Journal of environmental quality*, Madison, v.27, n.2, p.277-293. 1998.

Søvik, A.C.; Syversen, N. Retention of particles and nutrients in the root zone of a vegetative buffer zone - effect of vegetation and season. *Boreal Environment Research*, n.13, 223-320. 2008.

Sperling, E.V. Afinal, quanta água temos no planeta?. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v.11, p.189-199. 2006.

Sposito, G. *The chemistry of soil*. New York: oxford university PRESS, 1989. 277p.

Stamm, C.; Flüher, H.; Gächter, R.; Leuenberger, J.; Wunderli, H. Preferential transport of phosphorus in drained grassland soils. *Journal Environmental Quality*, v.27 p.525-522. 1998.

Starr, G. C.; Lal, R.; Owens, L.; Kimble, J. Empirical relationships for soil organic carbon transport from agricultural watersheds in Ohio. *Land Degradation & Development*, v.19, p.57-64. 2008.

Stevenson, F.J. *Humus chemistry: genesis, composition and reactions*. 2.ed. New York, University of Illinois, 1994. 496p.

Stolk, P.C.; Hendriks, R.F.A.; Jacobs, C.M.J.; Duyzer, J.; Moors, E.J.; Van Groenigen, J.W.; Kroon, P.S.; Schrier-Uijl, A.P.; Veenendaal, E.M.; Kabat, P.: Simulation of daily N<sub>2</sub>O emissions from managed peat soils. *Vadose Zone J.*, v.10, n.1, p.156-168. 2011a.

Stolk, R.F.; Hendriks, A.; Jacobs, C.M.J.; Moors, E.J. and Kabat, P. The effect of aggregates on N<sub>2</sub>O emission from denitrification in an agricultural peat soil. *Biogeosciences Discuss.*, v.8, p.3253-3287. 2011b.

Suhett, A.L.; Maccord, F.; Amado, A.M.; Farjalla, V.F.; Esteves, F.A. Photo degradation of dissolved organic carbon in humic coastal lagoons (Rio de Janeiro, Brazil). Apud: proceedings of the xii meeting of the international humic substances society. Ed. Martin - Neto, I., Milori, D.M.B.P.; Silva, W.T.L., p.61-63. Embrapa, São Pedro, SP, Brazil. 2004.

Taconet, O.; Ciarletti, V. Estimating soil roughness indices on a ridge-and-furrow surface using stereo photogrammetry. *Soil & Tillage Research*, v.93, p.64-76, 2007.

Tejada, M.; Gonzalez, J.L.; Garcia-Martinez, A.M.; Parrado, J. Effects of different green manures on soil biological properties and maize yield, *Bioresour. Technol.* v.99, p.1758-1767. 2008.

Thomas, J.D. The role of dissolved organic matter, particularly free amino acids and humic substances, in freshwater ecosystems. *Freshwater Biology*, v.38, p.1-36. 1997.

Thompson, S.E.; Katul, G.F.; Porporato, A. Role of microtopography in rainfall-runoff partitioning: An analysis using idealized geometry. *Water Resources Research*, v.46. 2010.

Till, A.R. e McCabe, T.B. Sulphur leaching and lysimeter characterization. *Soil Science*, v.121, p.44-47. 1976.

Tomasini, B.A.; Vitorino, A.C.T.; Garbiate, M.G.V; Souza, C.M.A.; Sobrinho, T.A. Infiltração de água no solo em áreas cultivadas com cana-de-açúcar sob diferentes sistemas de colheita e modelos de ajustes de equações de infiltração. *Engenharia Agrícola*. v.30, n.6, p.1060-1070. 2010.

Tucci C.E.M., *Hidrologia ciência e aplicação*, 3°. ed. rev., Porto Alegre, ABRH-Edusp, 2004, 943p.

Uehara, G.; Gillman, G. The mineralogy, chemistry and physics of tropical soils with variable charge clays, boulder, west view press, 1981. 170p.

UFPR/DHS-Departamento de hidráulica e saneamento. Relatório Parcial-projeto BARIGÜI -“Avaliação de Benefício-Custo de Medidas de Controle de Cheias e Despoluição Urbana - Estudo de Caso da Bacia do Rio Barigüi”. 2005.

van Dam, J.C. Field-Scale Water Flow and Solute Transport. Doctoral Thesis. Wageningen Agricultural University, 2000. 167p.

van Dam, J.C.; Feddes, R.A. Simulation of infiltration, evaporation and shallow groundwater levels with the Richards equation. *J. Hydrol.* v.233, p.72-85. 2000.

van Dam, J.C.; Huygen, J.; Wesseling, J.G.; Feddes, R.A.; Kabat, P.; van Walsum, P.E.V.; Groenendijk, P.; van Diepen, C.A. Theory of SWAP Version 2.0, Report 71. Department of Water Resources, Wageningen Agricultural University. 1997, 167p.

van der Salm, C.; Schoumans, O.F. Phosphate losses on four grassland plots used for dairy farming: measured phosphate losses and calibration of the model. ANIMO. Report 083, Alterra, Green World Research, Wageningen. 2000.

van Genuchten, M. Th.; Leij, F. J.; Yates, S. R. The RETC Code for Quantifying the Hydraulic Functions of Unsaturated Soils. Relatório EPA/600/2-91/065, 1991, 117p.

van Genuchten, M.T. A closed form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society of America Journal.* Madison, v.44. p.892-898. 1980.

Vasconcelos Neto, A.F. ; Kishi, R.T. ; Fill, H.D.A. ; Santos, I. ; Pereira Filho, D.L.B. Monitoramento da qualidade da água do rio Barigüi: resultados preliminares. *Engenharia e Construção, Curitiba*, v. 103, p. 37-41, 2005.

Vente, J.T.; Poesen, J. Predicting soil erosion and sediment yield at the basin scale: Scale issues and semi-quantitative models. *Earth-Science Reviews*, v.71, p.95-25. 2005.

Vogel, H.J., Topological characterization of porous media. In: Mecke, K., Stoyan, D. (Eds.), *Morphology and Condensed Matter-Physics and Geometry of Spatially Complex Systems.* Lecture Notes in Physics, v.600, p.75-92. 2002.

Vogel, H.J.; Cousin, I.; Ippisch, O.; Bastian, P. The dominant role of structure for solute transport in soil: Experimental evidence and modelling of structure and transport in a field experiment. *Hydrology and Earth System Sciences*, v.10, p.495-506. 2006.

Vogel, T.; van Genuchten, M.T.; Cislerova, M. Effect of the shape of the soil hydraulic functions near saturation on variably-saturated flow predictions. *Advances in Water Resources* v.24. p. 133-14. 2001.

Von Hoyningen-Hüne, J. Die Interception des Niederschlags in landwirtschaftlichen Beständen. *Schriftenreihe des DVWK*, v.57, p.1-53. 1983

Walter, C.; Viscarra Rossel, R.A.; McBratney, A.B. Spatio-temporal simulation of the field-scale evolution of organic carbon over the landscape. *Soil Science Society of America Journal*, v.67, p.1477-1486. 2003.

Wesseling, J.G. Meerjarige simulatie van grondwaterstroming voor verschillende bodemprofielen, grondwatertrappen en gewassen met het model SWATRE. DLO-Staring Centrum, Wageningen. Rapport/DLO-Staring. Centrum n.152. 1991.

Wiederholt, R.E.; Johnson, B. Nitrogen behavior. Nutrient management specialists. North Dakota state university, Fargo, nd 58103, November. 2005.

Wolf, J.; Hack-ten Broeke M.J.D.; Rötter, R. Simulation of nitrogen leaching in sandy soils in The Netherlands with the ANIMO model and the integrated modelling system STONE. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v.105, p.523-540. 2005.

Wong, M.T.F. e Rowell. D.L. Leaching of nutrients from undisturbed lysimeters of a cleared ultisol, an oxisol collected under rubber plantation, and na inceptisol. *Interciencia*, v.19, n.6, p.352-355. 1994.

Wu, L. e M.B. McGechan. A Review of Carbon and Nitrogen Processes in Four Soil Nitrogen Dynamics Models. *Journal of Agricultural Engineering Research*, v.69, p.279-305. 1998.

Yano, Y.; Mcdowell, W.H.; Aber, J.D. Biodegradable dissolved organic carbon in forest soil solution and effects of chronic nitrogen deposition. *Soil biology e biochemistry*, Oxford, v.32, n.11-12, p.1743-1751. 2000.

Zeiger, M.; Fohrer, N. Impact of organic farming systems on runoff formation processes - A long-term sequential rainfall experiment. *Soil & Tillage Research*, v.102, p.45-54. 2009.

Zejun, T.; Tingwu, L.; Qingwen, Z.; Jun, Z. The Sealing Process and Crust Formation at Soil Surface under the Impacts of Raindrops and Polyacrylamide. 12th ISCO Conference Beijing. 2002.

Zhou, A.; Tang, H.; Wang, D. Phosphorus adsorption on natural sediments: modeling and effects of ph and sediment composition. *Water Research*, Oxon, v.39, n.7, p.1245-1254. 2005.