

**UNIVERSIDADE REGIONAL DE BLUMENAU
CENTRO DE CIÊNCIAS TECNOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

**ESTUDO DA MOBILIDADE DE NUTRIENTES E DOS HERBICIDAS
ATRAZINA E DIURON EM PERFIS DE SOLO DA BACIA DO RIBEIRÃO
CONCÓRDIA – LONTRAS – SC**

VANDER KAUFMANN

**Trabalho apresentado ao Programa
de Pós-Graduação em Engenharia
Ambiental da Universidade Regional
de Blumenau como requisito para a
obtenção do título de Mestre.**

BLUMENAU

2009

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

VANDER KAUFMANN

**ESTUDO DA MOBILIDADE DE NUTRIENTES E DOS HERBICIDAS
ATRAZINA E DIURON EM PERFIS DE SOLO DA BACIA DO RIBEIRÃO
CONCÓRDIA – LONTRAS – SC**

**Trabalho apresentado ao
Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Ambiental da
Universidade Regional de
Blumenau como requisito para a
obtenção do título de Mestre.**

Orientador: Prof. Dr. Marcos Rivail da Silva

Co-orientador: Prof. Dr. Adilson Pinheiro

BLUMENAU

2009

**UNIVERSIDADE REGIONAL DE BLUMENAU
CENTRO DE CIÊNCIAS TECNOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

**ESTUDO DA MOBILIDADE DE NUTRIENTES E DOS HERBICIDAS
ATRAZINA E DIURON EM PERFIS DE SOLO DA BACIA DO RIBEIRÃO
CONCÓRDIA – LONTRAS – SC**

VANDER KAUFMANN

**Dissertação de Mestrado aprovada pela Banca Examinadora constituída
por:**

Blumenau. _____ de 2009.

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. Marcos Rivail da Silva, pela orientação na realização desta pesquisa.

Ao Prof. Dr. Adilson Pinheiro e sua esposa Ivone, pela acolhida, comprometimento, incentivo e acima de tudo pela amizade e confiança depositada.

Aos professores e colegas do Mestrado, que contribuíram na realização deste estudo, em especial a Guilherme Faht e Leandro Mazuco de Aguida.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq que concedeu a bolsa de mestrado, e financiou a realização deste trabalho.

A Danieli, que me acompanhou em cada momento dessa fase... me apoiando e me ajudando sempre que pode. Meu grande amor e minha grande paixão.

E com certeza sem nenhuma dúvida a gratidão aos meus pais, Iria Maria e Lauro, pelo grande apoio em todas as horas e nos momentos difíceis.

RESUMO

Estudo da mobilidade de nutrientes e dos herbicidas atrazina e diuron em perfis de solo da bacia do ribeirão Concórdia – Lontras – SC

A qualidade das águas superficiais e subterrâneas em uma bacia hidrográfica é fortemente influenciada pela mobilidade dos solutos no perfil do solo. A dinâmica dos solutos no solo é um processo complexo e de difícil quantificação quando relacionada à qualidade de seus constituintes. Os aspectos relevantes estão relacionados às condições em que o soluto se encontra no momento em que será transportado. As condições edáficas e do clima regem o movimento de nutrientes e seus contaminantes no meio ambiente. Neste trabalho foi desenvolvido o estudo do transporte dos nutrientes nitrato, nitrito, fosfato, carbono e dos pesticidas atrazina e diuron no perfil de um solo agrícola. O estudo foi conduzido a campo com lisímetro de 1m^3 e também em laboratório (tubos de 25 cm de diâmetro), preenchidos com não deformado. Em laboratório foram simuladas as condições de precipitação registradas em campo. Na camada superficial foi revolvida, de modo a simular condições de plantio convencional. No lisímetro de laboratório as concentrações médias máximas de nitrato ($46,44 \pm 1,3 \text{ mg L}^{-1}$), de fosfato ($35,34 \pm 15,5 \text{ mg L}^{-1}$) do nitrito ($11,75 \pm 0,2 \text{ mg L}^{-1}$) não ocorreram nas mesmas condições espaciais e temporais, indicando que as formações e mobilidades são diferenciadas. O carbono em suas diversas formas tendeu a diminuir sua concentração com a profundidade do solo. As maiores concentrações dos herbicidas ocorreram na profundidade de 5 cm. Eles permaneceram na solução do solo cerca de 100 dias. A quantidade de ingrediente ativo de atrazina recuperada chegou a 3,66% enquanto que o diuron chegou a 1,25%. No lisímetro de campo, concentração média de nitrato foi mais elevada após o revolvimento do solo ($6,48 \text{ mg L}^{-1}$). Antes do revolvimento, a sua concentração foi de ($4,71 \text{ mg L}^{-1}$). O íon nitrito apresenta comportamento similar ao íon nitrato tanto superficialmente como em profundidade. Comportamento inverso foi observado com o íon fosfato. Por outro lado, a presença de carbono inorgânico (IC) e carbono orgânico total (TOC) diminuíram ao longo do período do experimento.

Palavras chaves: solução do solo, lisímetro não deformado, íons, carbono orgânico e inorgânico.

ABSTRACT

Study of mobility of nutrients and herbicides atrazine and diuron in soil profiles of watersheds stream Concórdia – Lontras – SC

The quality of superficial and subsoil waters in a watersheds is highly influenced by the mobility of the solutes in the soil profile. The solutes dynamic in the soil is a complex process and of difficult quantification when it's related to the quality of its components. The relevant aspects are related to the conditions in which the solute is at the moment it will be transported. The soil and climate conditions conduct the movement of the nutrients and its contaminants in environment. The study of transportation of the nutrients nitrate, nitrite, phosphate, carbon and of the pesticides atrazine and diuron in an agricultural soil aspect were developed on this paper. The study was conducted to field with lysimeter of 1m³ and also in laboratory (tubes of 25 cm of diameter), completed with not deformed. The precipitation conditions registered in field were simulated in laboratory. In the topsoil layer it was not deformed, in such a way to simulate conditions of conventional planting. On the laboratory lysimeter the maximal medium concentrations of nitrate, phosphate, nitrite didn't occur in the same space and time conditions, indicating that the formations and mobility are different. The carbon in its various shapes tended to decrease its concentration according to the soil depth. The biggest herbicide concentrations occurred at a depth of 5 cm. They were kept in soil solution for about 100 days. The quantity of active ingredient of atrazine recovered went up to 3,66%, while diuron went up to 1,25%. On the field lysimeter, medium concentration of nitrate was higher after the soil revolving (6,48 mg L⁻¹). Before that, its concentration was 4,7 mg L⁻¹. An inverse behavior was observed to the ion phosphate. On the other hand, the presence of inorganic carbon and total organic carbon decreased over the period of experiment.

Key-words: soil solution, not deformed lysimeter, ions, organic and inorganic carbon.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1: Mapa da Bacia do Ribeirão Concórdia em Lontras – SC com os respectivos tipos de solo (Fonte: Adaptado de EMBRAPA, 2004).	23
Figura 1.2: Lisímetro em laboratório; detalhe cápsulas porosas	24
Figura 1.3: Coleta dos lisímetros instalados no laboratório	25
Figura 1.4: Sequência montagem do lisímetro de campo	26
Figura 2.1: Precipitação, coleta de percolado e aplicação de adubação básica.	40
Figura 2.2: Concentração de COT, CI no líquido intersticial e MO no perfil do solo.....	42
Figura 2.3: Concentrações de COT e CI na solução do solo no intervalo de 150 dias.....	43
Figura 2.4: Concentração média relativa de COT na solução do solo em diferentes níveis.	43
Figura 2.5: Concentrações médias relativas de CI na solução do solo em diferentes níveis.	44
Figura 2.6: Carga de CI e COT na solução do solo em diferentes níveis.....	44
Figura 3.1: Indicação da precipitação, coleta de percolado e aplicação de adubação básica.	57
Figura 3.2: Análise temporal da evolução da carga dos íons a profundidade de 60 cm	60
Figura 3.3: Concentração dos íons fosfato, nitrato e nitrito em profundidade nas séries amostrais	61
Figura 3.4: Carga dos íons nitrito, nitrato e fosfato transportados em profundidade.	65
Figura 4.1: Indicação da precipitação, coleta de percolado.	75
Figura 4.2: Distribuição temporal da massa de ingredientes ativos recuperados nos lisímetros: A) atrazina e B) diuron.	78
Figura 4.3: Retenção de atrazina e diuron no perfil.....	82

Figura 5.1: Evolução temporal da concentração de IC e TOC no perfil do solo.
..... 100

Figura 5.2: Evolução temporal da concentração dos íons nitrato, nitrito e fosfato na solução do solo na água LR e LP, observando que a fertilização de NPK, foi realizada no 32^o e 153^o dias e o revolvimento do solo realizado no 102^o dia. 102

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1: Caracterização física do solo.	41
Tabela 2.2: Parâmetros de fertilidade do solo.	41
Tabela 2.3: Média de água coletada no perfil (%).	42
Tabela 3.1: Características físicas do solo.	55
Tabela 3.2: Concentração de P, Ca, Mg, K, Na, avaliação da capacidade de troca de cátions (CTC) matéria orgânica (MO) e saturação de bases no perfil do solo estudado.	55
Tabela 3.3: Soma de bases, relação potássio/(cálcio + magnésio), saturação por Al e características ligadas à acidez das amostras estudadas.	55
Tabela 4.1: Características físicas do solo e a proporção da matéria orgânica e acidez no perfil do solo.	73
Tabela 4.2: parâmetros de fertilidade do solo.	73
Tabela 5.1: Granulometria, massa específica, porosidade e condutividade saturada estimada do perfil do solo.	95
Tabela 5.2: Análise de fertilidade do solo no perfil.	95
Tabela 5.3: Características químicas no perfil do solo.	96
Tabela 5.4: Balanço <i>runoff</i> e percolado no lisímetro.	97
Tabela 5.5: Concentrações médias (n=14) da água escoada em runoff e Percolada dos nutrientes IC, TOC, nitrito, nitrato, fosfato e pH antes e após o revolvimento do solo.	98

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS	iii
RESUMO.....	iv
LISTA DE FIGURAS	vi
LISTA DE TABELAS	viii
SUMÁRIO.....	ix
1. INTRODUÇÃO	12
1.2 CONTEXTUALIZAÇÃO.....	13
1.3 OBJETIVOS	22
1.3.1 OBJETIVO GERAL.....	22
1.3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	22
1.4 DESENVOLVIMENTO DA PESQUISA	22
1.6 REFERÊNCIAS.....	28
2. CAPÍTULO II - LIXIVIAÇÃO DE CARBONO EM LISÍMETRO DE LABORATÓRIO	35
2.1 RESUMO	35
2.2 INTRODUÇÃO	36
2.3 MATERIAIS E MÉTODOS	38

2.4 RESULTADOS.....	40
2.5 DISCUSSÃO.....	44
2.6 CONCLUSÕES.....	48
2.7 REFERÊNCIAS.....	49
3. CAPÍTULO III - DINÂMICA DO NITROGÊNIO E FÓSFORO EM LABORATÓRIO	52
3.1 RESUMO	52
3.2 INTRODUÇÃO.....	52
3.3 MATERIAIS E MÉTODOS	54
3.4 RESULTADOS.....	57
3.5 DISCUSSÕES.....	59
3.6 CONCLUSÕES.....	65
3.7 REFERÊNCIAS.....	66
4. CAPÍTULO IV – TRANSPORTE DE ATRAZINA E DIURON EM LISIMETRO DE LABORATÓRIO	70
4.1 RESUMO	70
4.2 INTRODUÇÃO.....	70
4.3 MATERIAIS E MÉTODOS	72

4.4 RESULTADOS.....	75
4.5 DISCUSSÃO.....	79
4.6 CONCLUSÕES.....	82
4.7 REFERÊNCIAS.....	83
5. CAPÍTULO V - DINÂMICA DE NUTRIENTES EM SOLO ARGISSOLO SOB CONDIÇÃO DE POUSSO E DE REVOLVIMENTO EM LISÍMETRO DE CAMPO.....	89
5.1 RESUMO.....	89
5.2 INTRODUÇÃO.....	90
5.3 METODOLOGIA.....	91
5.4 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	94
5.5 CONCLUSÕES.....	104
5.6 REFERÊNCIAS.....	104
6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	110

1. INTRODUÇÃO

A agricultura mundial busca obter produção e produtividade em grandes escalas, de modo a atender as demandas energéticas e principalmente redução da fome da população. Este cenário de produtividade, produção e distribuição de alimentos vem promovendo degradação do meio ambiente. A obtenção de grandes quantidades de alimentos faz com que a agricultura utilize tecnologias mais avançadas como o plantio direto.

O uso de pesticidas e fertilizantes vem aumentando com o passar das colheitas no intuito de aumentar a produtividade. Processos físicos, químicos e biológicos determinam seu comportamento no solo. A dinâmica do pesticida é governada por processos de retenção, transformação e transporte e pela interação entre estes com o meio ambiente. O transporte destas substâncias dos campos agrícolas para os corpos d'água ocorre principalmente devido à infiltração da água através do solo. O processo ocorre por um fluxo direto no solo, mas em diversos casos, macro-poros e descontínuos operam como um fluxo preferencial, podendo causar um rápido movimento destas substâncias através da zona não saturada (Flury, 1996; Guzzella et al., 2001). Vários mecanismos ligando as interações do sistema solo - água - planta são responsáveis, ainda, pelo transporte dos solutos no solo. Eles englobam o transporte pelo escoamento superficial, pelo escoamento subterrâneo, pelos fenômenos de imobilização e degradação das matérias ativas, pela absorção pelas plantas, pela volatilização e pelos aportes atmosféricos (Flury, 1996).

Os entendimentos dos mecanismos podem auxiliar nos estudos de determinação do impacto sobre os organismos, na escala e amplitude de aplicação dos pesticidas, na interferência com os organismos do solo, na produção de alimento, na ação sobre a saúde do homem e da natureza bem como para outros efeitos.

A qualidade dos recursos hídricos em seus princípios químicos, tanto da água subsuperficial como subterrânea, pelo fato de uso fora dos limites de depuração, podem ser caracterizados como não sendo justificáveis em longo prazo. Para manter a grandeza do sistema ambiental de ter fenômenos de

regulagem e de flexibilidade ao se recuperar ou regenerar após períodos não favoráveis, deve considerar os limites de uso estabelecidos dos agentes químicos em geral, que dependem da legislação de cada país. Estes limites e características desejáveis de uso tentarão ser reconhecidas, caso ainda não tiverem sido elucidados em outros trabalhos de pesquisa.

Estudos têm sido desenvolvidos sobre a qualidade das águas e do solo após uso antrópico, tais como aptidão agrícola, gerenciamento dos recursos hídricos, zoneamento agro-ecológico entre outras, cujas observações são realizadas a grande escala. Neste trabalho, procura-se entender o transporte de nutrientes e duas moléculas de pesticidas em escalas locais, para solos característicos de uma bacia representativa e experimental, a qual tem sido monitorada por um projeto do governo do estado de Santa Catarina e por uma rede de pesquisa científica.

1.2 CONTEXTUALIZAÇÃO

As lixiviações do Diuron e da Atrazina, bem como do carbono, dos íons nitrato, nitrito e fosfato são influenciadas e relacionadas por diversos fenômenos. Através da pesquisa poder-se-á prever alguns destes fenômenos e de como eles são relacionados às características de solo.

A matéria orgânica do solo, apesar de ocupar em média apenas 5% do volume total do solo nos primeiros centímetros, tem influência marcante sobre várias propriedades importantes dos solos como a capacidade de troca de cátions (CTC), densidade aparente e agregação (Campos, 2006; Ciotta, et al., 2003).

A CTC representa a medida do poder de adsorção e troca de cátions do solo. Constitui-se numa propriedade fundamental para a caracterização do solo e avaliação de sua potencialidade agrícola (Ciotta et al., 2003).

A CTC varia com o pH do solo em decorrência da existência de cargas negativas dependentes do pH. A CTC determinada ao pH do solo é denominada CTC efetiva ou real. A CTC determinada com uma solução tamponada a pH 7,0 (maior que o pH do solo) é denominada CTC potencial.

Portanto, em solos ácidos (a maioria o são), a CTC efetiva é inferior à CTC Potencial (Barreto et al., 2006).

Os principais fatores que afetam os processos de mobilidade dos pesticidas nos solos são as propriedades físico-químicas dos pesticidas, a adsorção dos colóides do solo, as propriedades físicas, químicas e microbiológicas do solo, a estrutura do solo, o clima, a forma e época de aplicação e as práticas culturais (Fernandes, 2004; Loewy, 2000).

Especificamente as características do meio que interferem nos processos de transporte são físicas (textura, porosidade e condutividade hidráulica, que determinam o regime de recarga, o tipo de escoamento subterrâneo, a superfície de contacto, condicionando assim as possíveis interações químicas entre a água circulante e as formações envolventes) e químicas (pH, o potencial de oxidação/redução, a capacidade de troca catiônica, que condicionam o grau e a extensão das reações com os elementos em solução na água) (Leitão et al., 2004). Uma vez no solo, os pesticidas sofrem uma série de processos físicos, químicos e biológicos inter relacionados.

Os processos operantes na dinâmica dos pesticidas no solo podem ser resumidos em transferência ou transporte (adsorção – dessorção, volatilização, difusão, arraste, escorregamento, absorção pelas plantas, lixiviação) e transformação ou degradação (química, fotoquímica e biológica) (Fernandes, 2004).

As propriedades físico-químicas das moléculas como, por exemplo, a hidrofobicidade, potencial de acidez e de base, solubilidade em água etc., e os atributos físicos, químicos e biológicos do solo, destacando-se a estrutura, classe textural, mineralogia, conteúdo de matéria orgânica, pH, CTC (capacidade de troca de cátions), atividade e biomassa microbiana etc., refletem diretamente na movimentação nas moléculas do perfil do solo (Lavorenti et al., 2003; Prata, 2002; Bouchard et al., 1989).

A atrazina segundo Archangelo et al. (2005) é pouco lixiviada em solos com valores médios e altos de argila ou matéria orgânica. Apresenta persistência média no solo de cinco a sete meses nas condições climáticas tropicais e subtropicais (Rodrigues e Almeida, 1998).

Segundo APVMA (2005) em estudo em laboratório os dados para persistência e sorção indicaram que diuron é uma transição para provável lixiviação em alguns solos. Estudos de campo realizados na Europa e EUA mostraram lixiviação de diuron limitado a 30 centímetros, exceto em solo arenoso na Califórnia, onde diuron foi lixiviado para baixo de 60 cm. Na Austrália estudos realizados em campo com cultura de cana-de-açúcar detectaram diuron em águas subterrâneas em concentrações máximas de aproximadamente $6 \mu\text{g L}^{-1}$.

Diuron tem coeficiente de sorção relativamente baixo indicando tendência baixa para ser sorbidos pelo solo e sedimento, enquanto que a sua hidrólise, fotólise, meia-vida é relativamente longa. Conseqüentemente diuron é tanto móvel e persistente, e, por conseguinte, é propensa a ser carregada aderida nas partículas na superfície pelo escoamento superficial (Moncado, 2003).

Um trabalho realizado por Prichard et al. (2005) com o movimento do diuron no solo em climas tropicais, mostrou que fatores combinados como alta pluviosidade e solos arenosos podem favorecer a lixiviação do diuron. Segundo APVMA (2005) a persistência do diuron em solos australianos pode chegar a dois anos.

A dinâmica e o comportamento dos pesticidas e dos nutrientes na água e no solo determinam os riscos de dispersão no meio ambiente. Este comportamento é resultante da ação simultânea de fenômenos de natureza física, química e biológica. Os riscos devido à dispersão dos poluentes são mais importantes se estas substâncias são utilizadas em doses elevadas ou freqüentes e se elas são persistentes e móveis na água e no solo. Spadotto (2001) relata que além da variedade de processos envolvidos na determinação do comportamento do pesticida, muitos fatores podem afetar a cinética dos processos.

A lixiviação de pesticidas e de nutrientes no solo é influenciada por diversos fatores. Estes são o solo, a intensidade de precipitação, a forma de aplicação, a estrutura e constituição do solo, as zonas vadosas, a densidade, a porosidade, a influência da matéria orgânica entre outros. Existe assim uma complexa teia de relações entre as características edafoclimáticas e entre as

características das substâncias químicas e aquelas que são descritas na revisão bibliográfica.

A matéria orgânica (MO) no solo, segundo Leite e Mendonça (2003); Neto et al., (1996) e Qualls (2000) pode ser dividida teoricamente em três compartimentos: a) Ativo: constituído pela biomassa microbiana do solo e seus produtos; é de fácil decomposição e apresenta um curto tempo de reciclagem (1 a 5 anos), dependendo do ambiente e conteúdo de areia; b) Lento: derivado de material vegetal resistente (lignina) e da MO protegida quimicamente e fisicamente, apresenta 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). 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). A fração presente em maior quantidade corresponde a MO no solo, que devido à sua composição química e formas de proteção, constitui-se na parte mais estável, não lábil e menos dependente das práticas de manejo. Outra parte, correspondente à da matéria orgânica solúvel particulada, é a porção lábil e mais instável, que embora ocorra em menor quantidade é extremamente afetada pelas práticas de manejo (Salton, 2005). Assim, os resíduos orgânicos diminuem a densidade do solo e criam poros de tamanho grande que favorecem a entrada de ar e a drenagem d'água (Bayer, 1996).

A matéria orgânica 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 Dissolvido (COD) em Carbono Inorgânico dissolvido (CID) (Thomas 1997; Suhett et al., 2004; Biddanda e Cotner, 2002).

A estabilidade coloidal é resultante das interações entre os grupos funcionais da matéria orgânica com a superfície dos argilominerais e óxidos. 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 se associado aos minerais, quando comparado a solos arenosos (Campos, 2006).

Segundo Goody et al., (2007) colóides são muitas vezes gerados no sistema solo por dispersão de agregados do solo em resposta a chuva e infiltrações. Colóides no subsolo podem melhorar significativamente a mobilidade e o transporte de contaminantes, especial aqueles que são comparativamente insolúveis. Estudos sugerem que colóides são capazes de passar através de meios porosos, mesmo quando o grau de saturação é muito baixo.

Perdas de carbono orgânico podem ocorrer pela mineralização e imobilização (Qualls e Haynes, 1992; Yano et al., 2000), adsorção as partículas do solo (Kaiser; Sech, 1998; Qualls, 2000; Kaiser et al., 2001) e pela respiração (Cogo, 2005). O carbono orgânico é uma importante fonte de energia para sistemas terrestres e aquáticos, contribui para a acidez da água e afeta a complexação, solubilidade e mobilidade de metais (Fontes, 2001).

Ciotta et al., (2003) comparando solos (latossolo bruno) sob cultivo convencional e cultivado em plantio direto evidenciou que a quantidade de carbono perdido em profundidade é menor no plantio direto e que neste sistema há uma diminuição na concentração de COT em profundidade.

A matéria orgânica tem uma estrutura coloidal que dá a ela característica de adsorver os íons e cátions. O fosfato pode ficar adsorvido na superfície da matéria orgânica e durante o transporte rápido, fósforo sorvido também é limitado devido ao curto tempo de contato, e a pequena proporção de água no solo, eventualmente, o transporte de colóides aderidos (Kaiser et al., 2001).

A quantidade total de fósforo no solo é em torno de 0,08%, mas somente pequenas quantidades de fósforo estão presentes na solução do solo, em geral menos de 6 mg L^{-1} (Havlin et al., 1999). O fósforo encontra-se na natureza, quase que exclusivamente, na forma de oxi-ânion (fosfato), cujos oxigênios apresentam alta reatividade com os grupos funcionais dos colóides inorgânicos do solo (Pellegrini, 2005).

O fósforo em solução tende a passar para forma lábil (Börling, 2003) e desta para a forma não lábil no solo (Rheinheimer e Anghinoni, 2001), sendo

que de 15 a 80% do fósforo total encontrado no solo pode ser proveniente da matéria orgânica (Marin, 2002; Rheinheimer e Anghinoni, 2003; Dalal, 1977), e solo muitas de formas inorgânicas no solo. A maior parte do fósforo inorgânico ocorre na fração argila do solo, ligado ao cálcio (pCa), ferro (pFe), alumínio (pAl) e na quase totalidade não está disponível às plantas (Bedin, et al., 2003; Pellegrini, 2005; Novais et al., 1991; Alleoni, 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 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).

As formas de disponibilidade do fósforo para as plantas são afetadas pelo pH do solo, onde 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 mínima a reação ou fixação do fósforo. O valor de pH igual a 6,3 é considerado o ideal para disponibilidade de fósforo para as plantas (Malavolta, 1985; Zhou, Tang e Wang, 2005).

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). Quando se aplica fósforo na adubação de base, Caiado (2005) afirma que deva ser incorporado ao solo o mais próximo possível das raízes, porque os teores de fósforo disponíveis são relativamente baixos e sua fixação na sua maioria é bastante elevada, principalmente em solos ricos em sesquióxidos de ferro e ou de alumínio e/ou ácidos.

Lixiviação de fósforo é mais significativo em solos arenosos, mas ele também tem sido relatado em solos com maior teor de argila. Em solos tropicais, estudos sobre a lixiviação de nutrientes normalmente não incluem fósforo como um nutriente lixiviado devido à sua baixa mobilidade (Wong e Rowell, 1994).

As formas de fósforo interagem com a matriz do solo. Sendo assim, o solo pode ser considerado como fonte ou sumidouro de fósforo (Costa et al., 2008; Novais e Smyth, 1999). O termo sorção refere-se à transferência de íons da solução para a fase sólida (McBride, 1994) ou à retenção de íons em superfície sólida (Sparks, 1995). Normalmente, devido à alta afinidade do fósforo pelas superfícies minerais, formam-se complexos de esfera-interna, onde não há moléculas de água entre os grupos funcionais de superfície e o ânion (Sposito, 1989), devido a isso a reversibilidade é mais difícil. Os estudos da relação de fósforo sorvido/solução (isotermas) são utilizados para avaliar a capacidade de sorção dos solos.

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).

A percolação de fósforo em solos com textura argilosa e com altas concentrações de alumínio é reduzida (Sims et al., 1998) assim o deslocamento na vertical de fósforo no solo pode ser predominantemente por caminhos preferenciais (Beauchemin et al., 1996; Stamm et al., 1998; Basso et al., 2005).

O nitrogênio comporta-se como cátion (NH_4^+) e como ânion (NO_3^-). A maioria, mais de 95% está na forma de NO_3^- , forma que é bastante lixiviada para fora da zona de absorção das raízes. A quantidade de nitrogênio no solo depende, entre outros fatores, da disponibilidade de resíduos orgânicos, da relação C/N do solo, da umidade e do pH do solo (Maia e Cantarutti, 2004; Costa et al., 1999). O processo de mineralização do nitrogênio é influenciado, dentre outros fatores, pela temperatura e teor de água do solo. De modo geral, o aumento da temperatura acelera as reações químicas e o metabolismo dos microrganismos (Biddanda e Cotner, 2002).

Devido ao predomínio de cargas negativas na camada arável, a sua adsorção eletrostática é insignificante. Desta forma, o nitrato, por ser um ânion, permanece na solução do solo, o que favorece sua lixiviação no perfil (Sangoi et al., 2003). O nitrogênio é um nutriente extremamente dinâmico no solo,

sendo muito afetado por condições de clima e de solo. A maior concentração no solo está na forma de nitratos e, em períodos de chuvas intensas, é bastante lixiviado, principalmente em solos arenosos (Rocha et al., 2008). Os ciclos de secagem e umedecimento do solo têm profundo efeito na taxa de mineralização. Há evidências de que o reumedecimento do solo aumenta a atividade microbológica no solo (Costa et al., 2004).

As formas nítricas, quando aplicadas diretamente na formulação de fertilizantes ou produzidas por nitrificação do amônio, são rapidamente solúveis na solução do solo. Esta alta solubilidade e a fraca interação com a matriz do solo possibilitam que o ânion acompanhe a frente de umedecimento da água no solo. Assim, o nitrato tanto pode movimentar para baixo, sob condições de excessiva precipitação ou irrigação, quanto para cima, por capilaridade, durante estações extremamente secas (Muchovej & Rechciogl, 1994). Em solos carregados positivamente, os quais têm capacidade de troca aniônica não desprezível, o nitrato pode ser adsorvido (Costa et al., 2004).

A textura do solo e o conteúdo de matéria orgânica têm maior influência nas perdas por lixiviação de nitratos (Maia e Cantarutti, 2004). Solos de textura mais grosseira e de baixo conteúdo de matéria orgânica tendem a permitir maiores perdas de nitrato por lixiviação, enquanto as menores perdas devem ocorrer em solos argilosos (Muchovej & Rechciogl, 1994).

Os tipos de solo podem ter grande influência no processo de lixiviação. Solos com teores de argila elevados possuem maior capacidade de retenção de nitrogênio, principalmente na forma de NH^{+4} , do que solos arenosos. Nos solos argilosos reduz-se a percolação no perfil, conseqüentemente, o arraste para camadas inferiores do solo (Araújo et al., 2004).

A matéria orgânica dissolvida é importante no sistema de transporte vertical de nutrientes no solo. De acordo com Qualls e Haynes (1992) e Kaiser e Sech (2000) o nitrogênio é muito mais móvel em solo ácido do que quando relacionado com a matéria orgânica na solução do solo, de modo que uma parte do carbono orgânico dissolvido e nitrogênio orgânico dissolvido diminuem com o aumento da profundidade do solo.

Herrmann, Pust e Pott (2005) observaram que a percolação de amônio e nitrato não depende apenas da quantidade aplicada, mas também da

umidade do solo e da precipitação. White, Heng e Magesan (1998) mostram que a variação na precipitação no decorrer do ano pode proporcionar mudança no grau de movimentação de nitrato e que a movimentação de nitrato pode ocorrer até 180 cm de profundidade, na época de chuvas, enquanto que na menor precipitação a movimentação dificilmente passa dos 30 cm.

O uso de lisímetros para verificar o poder lixiviante de pesticidas e dos nutrientes (carbono orgânico, nitrato, nitrito e fosfato) em solos, pode ser uma importante ferramenta para entender a capacidade destas espécies químicas em degradar os corpos d'água.

A área de estudo é a microbacia do ribeirão Concórdia, que possui uma área de drenagem de 30,74 km², localizada no município de Lontras. Ela 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. Os resultados poderão subsidiar as ações de gestão de recursos hídricos da bacia através do Comitê de Gerenciamento de Bacia do Itajaí.

1.3 OBJETIVOS

1.3.1 OBJETIVO GERAL

Estudar o mecanismo de transporte por lixiviação dos herbicidas Atrazina e Diuron e nutrientes (íons catiônicos e aniônicos) em lisímetro de laboratório e de campo.

1.3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

São estabelecidos como objetivos específicos:

- Analisar a lixiviação dos herbicidas atrazina e diuron, bem com a dinâmica dos íons nitrato, nitrito e fosfato e do carbono total e carbono inorgânica em lisímetro em laboratório;
- Estudar a dinâmica dos nutrientes nitrato, nitrito, fosfato e carbono orgânico e inorgânica total em lisímetro de campo.

1.4 DESENVOLVIMENTO DA PESQUISA

O estudo foi desenvolvido em lisímetro de campo e em colunas de solo em laboratório. A área de estudo se localizada na bacia representativa do Ribeirão Concórdia, no município de Lontras - SC. O uso e ocupação da terra desta bacia são constituídos por matas nativas, reflorestamentos, pastagens, milho, fumo, cebola e mandioca (Figura 1.1).

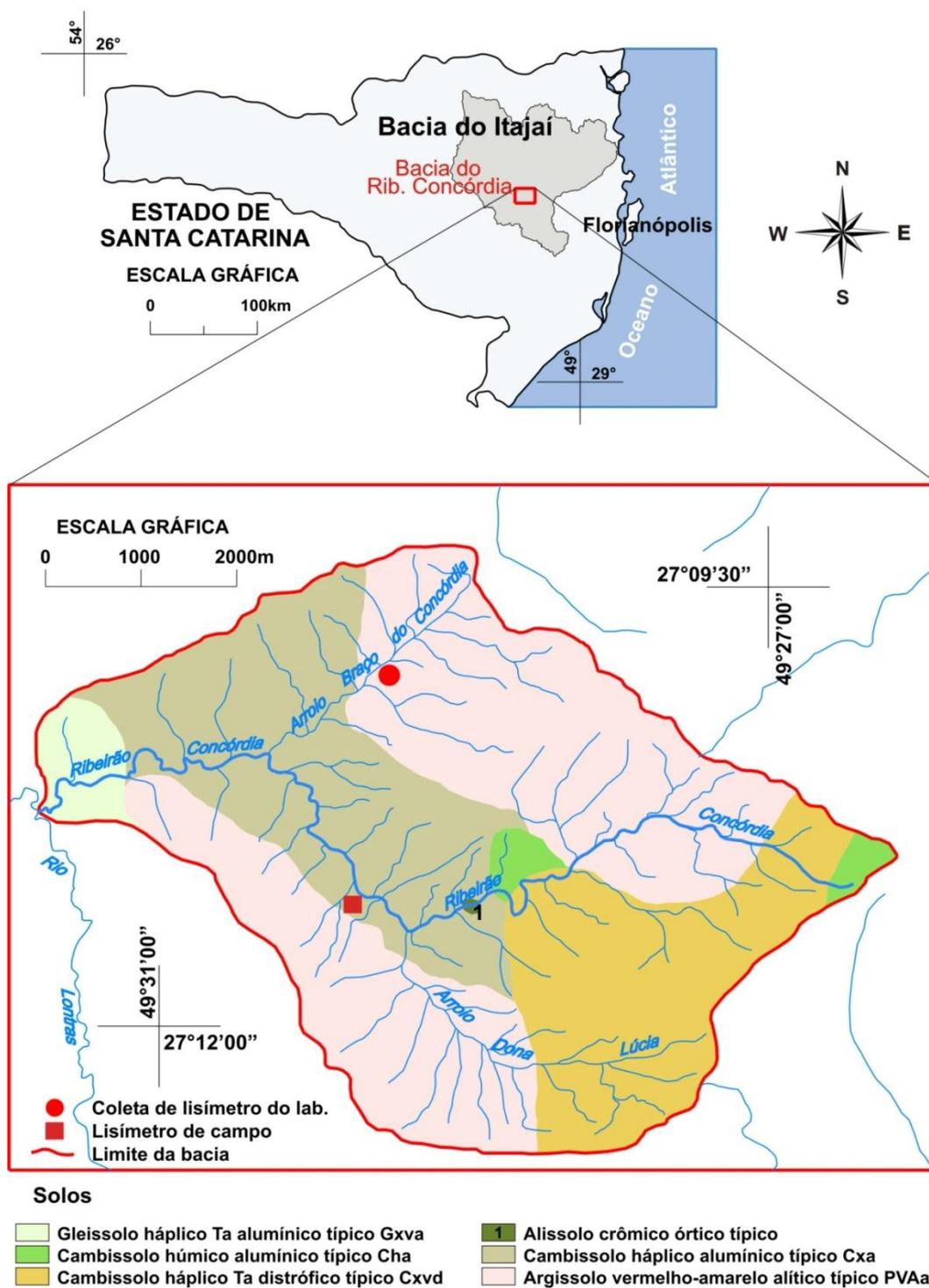


Figura 1.1: Mapa da Bacia do Ribeirão Concórdia em Lontras – SC com os respectivos tipos de solo (Fonte: Adaptado de EMBRAPA, 2004).

Diversas técnicas podem ser utilizadas para a determinação da lixiviação de pesticidas em solos, utilizando-se dados obtidos em ensaios de campo ou em laboratório.

Estudos de transporte de pesticidas e nutrientes em colunas de solo possibilitam a obtenção de dados em laboratório com grande aplicabilidade em campo, uma vez que as colunas são preenchidas com as camadas de solo obtido pela extração de amostra não deformada em campo. Quando da representação mais próxima da situação real do solo, mais próximo serão os resultados de campo. Os ensaios favorecem a lixiviação de pesticidas a partir da aplicação de quantidades de água similares às aquelas decorrentes de chuvas naturais (Boeira, 2005).

Os testes de lixiviação foram executados em colunas de aço com 25 cm de diâmetro por 100 cm de altura, utilizando-se três colunas. Após a coleta dos solos nas colunas, foram colocados extratores de solução de água, composto por uma cápsula de cerâmica porosa de 12,52 mm ($\frac{1}{2}$ "') colada em um cano de PVC de 12,52 mm ($\frac{1}{2}$ "') com 20 cm de comprimento (Figura 1.2). O cano foi tampado com rolha de silicone e fez-se um furo de 3,17 mm ($\frac{1}{8}$ "') no seu centro, pelo qual se introduz um capilar até o fundo da cápsula. A outra extremidade do capilar foi introduzida em uma segunda rolha, a qual contém dois furos e foi fixada na abertura de um frasco de coleta (vidro âmbar de 100 ml). No outro furo dessa rolha foi colocada uma mangueira de silicone de 3,17 mm com 20 cm de comprimento, pela qual se efetua vácuo no frasco de coleta com auxílio de bomba elétrica.

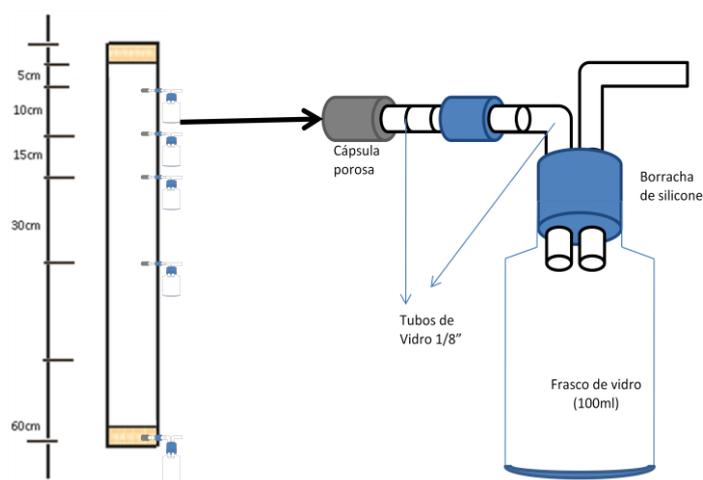


Figura 1.2: Lisímetro em laboratório; detalhe cápsulas porosas

Os tubos preenchidos com solo (amostra não deformada) coletados (três lisímetros) foram transportados para o laboratório saturando-se por capilaridade cada um deles com água durante uma semana. Após este período, permite-se o escoamento de água durante 48 horas para restaurar sua capacidade de campo (Matallo et al., 2003).

A coleta do lisímetro instalado no laboratório foi realizada com auxílio de um equipamento mecânico, que objetivava a manutenção de solo indeformado. Os tubos foram cravados no solo e depois retirados, transportados e acondicionados no laboratório (Figura 1.3).



Figura 1.3: Procedimento de coleta dos lisímetros e instalação no laboratório

As coletas de amostra no perfil do solo para os ensaios foram realizadas nas camadas de 0 cm a 5 cm, 5 cm a 10 cm, 10 cm a 15 cm, 15 cm a 30 cm e 30 cm a 60 cm.

Além do lisímetro em laboratório, a pesquisa usou também um lisímetro de campo, constituído de 1 m^3 de volume com uma base de 1 m^2 , com material acrílico de 8 mm de espessura (Figura 1.4). Ele foi instalado em uma parcela agrícola, onde era realizado o cultivo mínimo de milho. O solo do lisímetro foi mantido indeformado, de modo a preservar as suas características estruturais. A confecção do lisímetro foi realizada pelo uso de duas caixas de acrílico, a primeira vazada, que foi utilizada na coleta da amostra do solo e a segunda para a confecção da base do lisímetro. A instalação consiste em duas etapas:

coleta da amostra de solo não deformada (1m^3) e a montagem do lisímetro. A primeira etapa foi efetuada manualmente. Para sua realização foi adaptado um quadro de ferro na parte inferior da caixa vazada, sendo em seguida posicionado no local de coleta e na parte superior, foi colocado um peso para auxiliar na penetração da caixa vazada no solo. Ainda para facilitar a penetração foi aberta trincheira lateral na área amostrada. Uma vez atingido a profundidade de 1 m, cortou-se a amostra usando um cabo de aço.

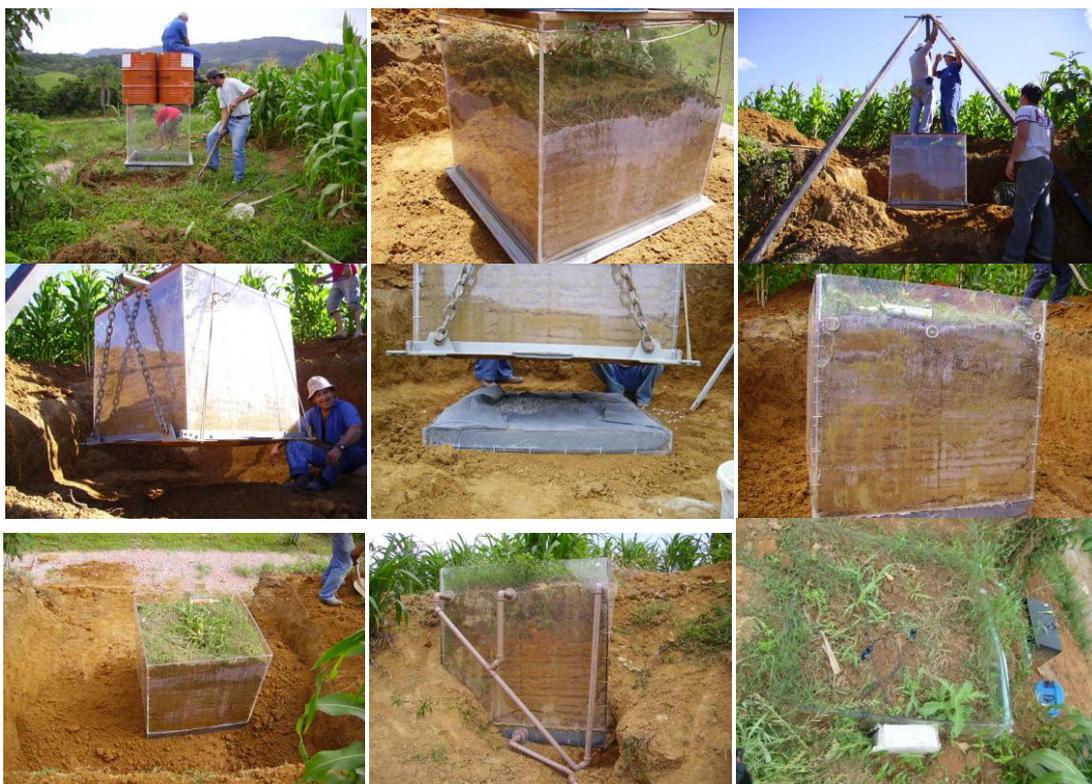


Figura 1.4: Sequência de montagem do lisímetro de campo

1.5 ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO

A dissertação foi estruturada em 6 capítulos, sendo o primeiro de introdução, o qual descreve a justificativa e contextualização do problema de pesquisa, os objetivos e o desenvolvimento da pesquisa, apresentando uma visão geral do processo metodológico adotado.

Os outros quatro capítulos são constituídos de minutas de artigos científicos, com estrutura composta de resumo, introdução, material e métodos, resultados, discussões, conclusões e referências bibliográficas. Os títulos dos

capítulos correspondem aos títulos que se pretendem dar aos artigos. Na introdução é realizada uma breve síntese da revisão bibliográfica. Em materiais e métodos descreve os procedimentos adotados.

É preciso considerar que caso os artigos sejam publicados em diferentes veículos de divulgação científicas, pode ocorrer a necessidade de repetição de determinadas informações já colocadas em outros. Por isto, serão encontradas informações repetidas. Elas foram assim colocadas para melhor entendimento do artigo em questão quando visto de forma isolada.

No último capítulo são apresentadas conclusões e recomendações gerais, assim como no início é realizado um resumo global do trabalho.

1.6 REFERÊNCIAS

Alleoni, L.R.F., 2003. Disciplina Isn 5877: química de solos com carga variável. Pós – graduação em solos e nutrição de plantas. Piracicaba: ESALQ. 50 p.

Almeida, J.A.; Torrent, J.; Barrón, V., 2003. 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.

Alvey & Crowley, 1995. In: Biorremediação de solos poluídos: o caso da contaminação pelo herbicida atrazina: Acompanhamento da mineralização de atrazina no solo. Publicado em 18/11/2005. Escola de Lisboa – Portugal.

APVMA., 2005. The reconsideration of approvals of the active constituent diuron, registrations of products containing diuron and their associated labels preliminary review findings. Australian Pesticides & Veterinary Medicines Authority (APVMA). Canberra; Austrália.

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

Archangelo, E.R.; Prates, H.T.; Ferreira, F.A.; Karam, D.; Ferreira, L.R.; Cardoso, A.A., 2005. Sorção, dessorção e potencial de lixiviação de atrazina em solos brasileiros. *Revista Brasileira de Milho e Sorgo*, v. 4. N. 1, p. 14-27.

Barreto, A.C.; Lima, F.H.S.; Freire, M.B.G.S.; Araújo, Q.R.; Freire, F.J., 2006. 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.

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

Bayer, C. 1996, Dinâmica da matéria orgânica em sistemas de manejo de solos. 240f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

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

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

Biddanda, B.A. & Cotner, J.B., 2002. 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.

Boeira, C. R.; Souza, M. D., 2005. Movimento do herbicida tebutirom no perfil de três tipos de solo através de colunas de lixiviação. Comunicado técnico nº 25., EMBRAPA. São Paulo.

Börling, K., 2003. 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.

Bouchard, D.C.; Enfield, C.G. & Piwoni, M.D., 1989. Transport processes involving organic chemicals, In: Sawhney, B. L. & Brown, B.L., ed. *Reactions and movement of organic chemicals in soils*. Madison, Soil Science Society of America, p. 349-372.

Caiado, M.A.C., 2005. Modeling fate and transport of nitrogen and phosphorus in crop fields under tropical conditions. Dissertation submitted to the faculty of the Virginia polytechnic institute and state university in partial fulfillment of the requirements for the degree of doctor of philosophy in biological systems engineering. Blacksburg, Virginia – USA. July 11.

Campos, B-N, C., 2006. 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, 188 f.: il.

Ciotta, M.N.; Bayer, C. Fontoura, S.M.V.P.; Ernani, R.; Albuquerque, J.A., 2003. Matéria orgânica e aumento da capacidade de troca de cátions em

solo com argila de atividade baixa sob plantio direto. *Ciência Rural*, Santa Maria, v. 33, n. 6, p.161-1164.

Cogo, M.C., 2005. O papel dos sedimentos em suspensão no metabolismo de rios de micro e meso-escala no estado de Rondônia. 61 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

Costa, J. B., 2004. Caracterização e constituição do solo. Fundação Calouste Gulbenkian: Offset, Lisboa.

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

Fernandes, C.M., 2004. Comportamiento de plaguicidas en suelos de Andalucía occidental y Bajo Alentejo: Efects de la adición de enmiendas organics. Tese Doctoral, Universidade de Sevilla – Espanha.

Flury, M., 1996. Experimental evidence of transport of pesticides through field soils: a review. *Journal of Environmental Quality*, v, 22, p. 25–45.

Goody, D.C.; Chilton, P.J.; Harrison, I., 2002. A field study to assess the degradation and transport of Diuron and its metabolites in a calcareous soil. *Sci. Total Environ.*, v, 29 n, 1-3, p. 67-83.

Guzzella, L.; Capri, E.; Corcia, A.D.; Caracciolo B.; and Giuliano G., 2006. Fate of diuron and linuron in a field lysimeter experiment. *J. Environ. Qual.*, v. 35 n. 1, p. 312-323.

Havlin, J.L.; Beaton, J.D.; Tisdale, S.L.; Nelson, W.L. 1999. Soil fertility and fertilizers. Na introduction to Nutrient Management. New Jersey, 499 p.

Herrmann, M.; Pust, J.; Pott, R., 2005. 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.

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

Kaiser, K.; Kaupenjohann, M.; Zech, W., 2001. 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.

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

Leitão, T.E.; Barbosa, A.E.; Ikävalko, V.; Menezes, T. e Zakharova, T., 2004. Avaliação e Gestão Ambiental das Águas de Escorrência de Estradas. 3.º Relatório. Estudo em desenvolvimento para o INAG. Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Lisboa, p. 1-76.

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

Lowe, M.; Wallace, J.; Butler, M.; Riding, R.; Johnson, A., 2004. Ground-water sensitivity and vulnerability to pesticides, tooele valley, tooele county. Miscellaneous publication, Utah geological survey a division of Utah Department of Natural Resources in cooperation with Utah Department of Agriculture and Food.

Maia, C. E. e Cantarutti, R.B., 2004. Acumulação de nitrogênio e carbono no solo pela adubação orgânica e mineral contínua na cultura do milho. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v, 8, n,1, p. 39-44.

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

Marin, A. M. P., 2002. Impactos de um sistema agroflorestal com café na qualidade do solo. 83f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa-MG.

Matallo, M. B.; Luchini, L. C.; Gomes, M. A. F.; Spadotto, C. A.; Cerdeira, A. L.; Marin, G. C., 2003. Lixiviação dos herbicidas tebutiuron e diuron em colunas de solo. *Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente*, v. 13, p. 83-90.

McBride, M.B., 1994. Environmental chemistry of soil. New York: Oxford University Press, 406 p.

Moncado, A., 2003. Environmental fate of diuron. Environmental Monitoring Branch Department of Pesticide Regulation 1001 I Street Sacramento, CA 95812-4015 March.

Muchovej, R.M.C.; Rechcigl, J.E., 1994. Impacts of nitrogen fertilization of pastures and turfgrasses on water quality. In: LAL, R.; Stewart, B.A. ed. Soil processes and water quality. Lewis Publication, p. 91-135.

Neto, L.M.; Andriulo, A.; Traghetta, D.G., 1996. Fracionamento físico da matéria orgânica do solo e caracterização por espectroscopia de EPR. Embrapa comunicado técnico v. 10, dez, p.1-7.

Novais, R. F.; Smyth, T. J., 1999. Fósforo em solo e planta em condições tropicais. Viçosa, UFV, DPS. 399p.

Novais, R.F.; Neves, J.C.L.; Barros,NF., 1991. Aspectos físico-químicos envolvidos na fixação do fósforo no solo. In: Encontro Nacional de Rocha Fosfática, 5 1991. São Paulo. Anais... São Paulo: p. 133 – 177.

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

Pellegrini, J.B.R., 2005. Dissertação de Mestrado. Fósforo na água e no sedimento na microbacia hidrográfica do Arroio Lino - Agudo – RS. PPGCS, UFSM, Santa Maria, RS, Brasil. p. 1-87.

Prata, F., 2002. Comportamento do glifosato no solo e deslocamento miscível de atrazine. Tese de Doutorado, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz - ESALQ, Piracicaba.

Qualls, R.G., 2000. Composition of the behavior of soluble organic and inorganic nutrients in Forest soils. *Forest Ecology and Management*, Amsterdam, v.138, n 1-3, p. 29-50.

Qualls, R.G.; Haynes, B.L., 1992. 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.

Rheinheimer, D.S. and Anghinoni, I., 2001. Distribution of inorganic phosphorus fraction in soil management systems. *Pesquisa Agropecuaria Brasileira* v. 36 n. 1, p. 151-160.

Rocha, F.A.; Martinez, M.A.; Matos, A.T.; Cantarutti, R.B.; Silva, da, J., 2008. Modelo numérico do transporte de nitrogênio no solo. Parte II: Reações biológicas durante a lixiviação. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. Campina Grande v. 12 n. 1, p. 54–61.

Rodrigues, B. N.; Almeida, F. L. S., 1998. Guia de herbicidas. 4. ed. Londrina: IAPAR. 648 p.

Salton, J.C., 2005. Potencial de seqüestro de carbono em sistemas de produção envolvendo pastagens e agricultura sob plantio direto. In: Simpósio sobre plantio direto e meio ambiente, foz do Iguaçu. Seqüestro de Carbono e Qualidade da Água. Anais... Foz do Iguaçu: [Febrapdp],. p. 44- 52.

Sanches, S.M.; Silva, C.H.P.; Campos, S.X.; Vieira, E.M., 2003. Pesticida e seus respectivos riscos associados à contaminação da água. Pesticida: Revista Ecotoxicologia e Meio Ambiente, Curitiba, v. 13, p. 53-58.

Santos, D.R.; Gatiboni, L.C.; Kaminskii, J., 2008. Fatores que afetam a disponibilidade do fósforo e o manejo da adubação fosfatada em solo sob sistema plantio direto. Ciência Rural, v. 38 n. 2, p. 576-586.

Sims, J.T., Simard, R.R & Joern, C.B., 1998. Phosphorus losses in agricultural drainage: historical perspective and current research. J. Environ. Qual., Madison, v. 27, n. 2, p. 277-293.

Spadotto, C.A.; Gomes, M.A.F.; Filizola, H.F., 2001. Avaliação do potencial de lixiviação de pesticidas em latossolos da região de Guaíra-SP. Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente, v. 11, p. 127-136.

Sparks, D.L., 1995. Environmental soil chemistry. San Diego: Academic Press. 267 p.

Sposito, G., 1989. The chemistry of soil. New York: Oxford University Press. 277 p.

Stamm, C.; Sermet. R.; Leuenberger, J.; Wunderli, H.; Wydler, H.; Flühler, H.; Gehre, M.; C., 2002. Multiple tracing of fast solute transport in a drained grassland soil. Geoderma, v. 109, p. 245–268.

Stevenson, F.T., 1986. Cycles of soil: carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients. New York: John Wiley & Sons, 380 p.

Suhett, A.L.; Maccord, F.; Amado, A.M.; Farjalla, V.F.; Esteves, F.A., 2004. Photodegradation of dissolved organic carbon in humic coastal lagoons (Rio de Janeiro, Brazil). Apud: Proceedings of the XII Meeting of the International Humic Substances Society. Martin-Neto, L., Milori, D. M. B. P. & Silva, W. T. L., p. 61-63. Embrapa, São Pedro, SP, Brazil.

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

White, R. E.; Heng, L. K.; Magesan, G. N., 1998. Nitrate leaching from a drained sheep – graze pasture. II. Modelling nitrate leaching losses. *Australian Journal of Soil Research*. Collingwood, v. 36, p. 963-77.

Wong, M. T. F. and Rowell. D. L., 1994. 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.

Yano, Y.; Mcdowell, W.H.; Aber, J.D., 2000. Biodegradable dissolved organic carbon in forest soil solution and effects of chronic nitrogen deposition. *Soil biology & biochemistry*, Oxford, v. 32, n. 11-12, p. 1743-1751.

Zhou, A.; Tang, H. Wang, D., 2005. Phosphorus adsorption on natural sediments: Modeling and effects of pH and sediment composition. *Water Research*, Oxon, v. 39, n. 7, p. 1245-1254.

2. CAPÍTULO II - LIXIVIAÇÃO DE CARBONO EM LISÍMETRO DE LABORATÓRIO

2.1 RESUMO

O movimento de carbono no perfil de Argissolo foi observado através do uso de lisímetro montado em laboratório. Os lisímetros foram preenchidos com amostra de solo não deformado submetido a manejo de cultivo mínimo, coletado na bacia do ribeirão Concórdia, no município de Lontras em Santa Catarina, sul do Brasil. Foi avaliada a evolução das concentrações e a carga de carbono ao longo de aproximadamente um semestre. Nos lisímetros foram instalados coletores de amostras de águas em diferentes profundidades. Determinaram-se as características físicas e químicas na profundidade de 5 a 60 cm. Observa-se que os valores tanto de massa específica quanto de teor de argila foram maiores com o aumento da profundidade no perfil. Os valores de porosidade e teor de areia e silte diminuíram com o aumento da profundidade. Da mesma forma, os valores para os parâmetros químicos diminuíram com a profundidade, exceto alumínio, que aumentou sua concentração. A comparação da quantidade de matéria orgânica com os resultados médios para carbono orgânico e carbono inorgânico apresentou tendência de diminuição no perfil. Durante o experimento verificou-se um decréscimo da concentração de carbono no solo ao longo do tempo. A relação entre a concentração média de carbono orgânico total e carbono inorgânico nos diferentes perfis sugere que a perda de carbono diminui com o aprofundamento do solo. A relação de carbono inorgânico para carbono orgânico médio no período foi de 1,3. Na primeira série de coleta a relação foi de 1,46 e a última de 1,13, mostrando tendência de diminuição provocada pela diminuição do carbono orgânico no solo.

2.2 INTRODUÇÃO

A lixiviação dos constituintes dissolvidos na água do solo constitui um grande componente do agroecossistema e o balanço de massa nesses sistemas é de difícil quantificação (Brye et al., 2001). O movimento da água no solo gera mobilidade dos nutrientes, que é dependente das características do solo. Vários fatores físicos, químicos e biológicos governam a dissolução e a lixiviação de carbono no solo, como, por exemplo, equilíbrio entre ácido e base, complexação iônica, precipitação e dissolução de sólidos, oxidação, redução e trocas iônicas (Miranda et al., 2006), além de pH, processos de adsorção – dessorção, colóides e ação de microorganismos. Dentre as espécies de interesse ambiental encontram-se os compostos de carbono orgânico e inorgânico. Muito pouca pesquisa tem sido dedicada a espécies de carbono orgânico e inorgânico sob condições de campo e sob condições de plantio direto e fertilização do solo (Cook e Allen, 1992).

Carbono orgânico e carbono inorgânico no solo são importantes para as funções do ecossistema e do agrossistema. Eles influenciam a fertilidade do solo, a capacidade de retenção de água no solo e vários outros mecanismos. Do ponto de vista global, tomam parte na mitigação dos níveis atmosféricos de gases do efeito estufa (Bhattacharyya et al., 2008). A capacidade de assimilação e estocagem de carbono orgânico, derivado da fotossíntese das plantas e decomposição de plantas e raízes e carbono inorgânico através da formação de carbonato de cálcio, pelo solo é muito grande. Reações envolvendo carbono inorgânico no solo podem contribuir para a quantidade total de carbono assimilado. Solos são sempre sistemas abertos com relação ao carbono inorgânico (Entry e Shewmaker, 2004). O carbono orgânico e inorgânico em diversos solos não difere significativamente, entretanto, solos sob florestas ou pastagens tendem a conter mais carbono orgânico (Lettens, 2004).

A textura do solo influencia o microambiente solo e a mineralização da matéria orgânica de várias formas (Ciotta et al., 2003). À medida que o conteúdo de argila aumenta, a área superficial da matriz mineral e o potencial de estabilização da matéria orgânica também aumentam (Scott et al., 1996),

desde que os sítios de ligação ainda não estejam ocupados (Hassink e Whitmore, 1997). A textura também afeta os atributos físicos do solo, pela modificação na distribuição do tamanho e continuidade dos poros e tamanho e estabilidade de agregados. Estes fatores alteram a disponibilidade de água do solo, a difusão de gases e o movimento de organismos do solo (Hassink et al., 1993) e conseqüentemente, o acesso microbiano à matéria orgânica fisicamente protegida. No perfil do solo, os teores relativos de matéria orgânica decrescem com o aumento da profundidade (Séguy et al., 2001). Comparando solo (Latosolo Bruno) sob cultivo convencional e cultivo plantio direto, Ciotta et al. (2003) evidenciaram que a quantidade de carbono perdido em profundidade é menor no plantio direto e que neste sistema há uma diminuição na concentração de carbono orgânico total em profundidade.

A matéria orgânica é formada por colóides muito pequenos, capazes de ter uma capacidade de troca de cátions (CTC) muito grande. Desta forma a matéria orgânica tem carga variável. A CTC resultante geralmente é negativa tendo sua origem na dissociação de hidroxilas de grupamentos carboxílicos, fenólicos, enólicos etc., e geralmente não dependentes do pH (Fontes et al., 2001). Segundo os autores a influência da carga na superfície dos colóides é importante na condução dos processos de transporte de solutos. As cargas podem ser permanentes ou variáveis, estas, no caso da adsorção de íons. De acordo com Laegdsmand et al., (2005) e Persson et al., (2008) o carbono orgânico dissolvido pode estar associado às partículas dos colóides e ser transportada em profundidade nos solos aderida aos colóides transportadores.

Estudos de transporte de nutrientes em colunas de solo possibilitam a obtenção de dados em laboratório com grande aplicabilidade em campo, uma vez que as colunas são preenchidas com as camadas de solo obtido pela extração de amostra indeformada em campo. Quando da representação mais próxima da situação real do solo, mais próximo serão os resultados de campo. Os ensaios envolvendo o uso de lisímetros favorecem a lixiviação de nutrientes a partir da aplicação de quantidades de água similares àquelas decorrentes de chuvas naturais.

O objetivo deste trabalho é estudar o movimento de carbono em perfil e evolução temporal em lisímetro em laboratório com solo Argissolo não deformado.

2.3 MATERIAIS E MÉTODOS

Coleta de amostras

As amostras de solo foram coletadas na bacia do ribeirão Concórdia, localizada no município de Lontras – Santa Catarina. Esta bacia está inserida entre as bacias da rede de pesquisa em bacias representativas e experimentais, no bioma da mata atlântica, na região sul do Brasil. Está ainda 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. As amostras foram extraídas de uma parcela agrícola que apresenta cultivo de milho (*Zea mays L.*), em sistema de cultivo mínimo, sem rotação de cultura. O solo é classificado como Argissolo vermelho-amarelo (Embrapa, 2004).

A bacia do Ribeirão Concórdia é caracterizada por apresentar intenso uso de solo com plantio de pastagens, uso na horticultura e cultivo de cereais. Nos últimos anos, desde a ação do projeto do Microbacias 2, os produtores vêm sendo incentivados a melhorar o manejo do solo cultivado sob sistema de cultivo mínimo, com adubação verde, rotação de cultura e sistema plantio direto.

Lisímetro

O transporte de carbono no perfil do solo foi realizado em lisímetro, constituído de uma coluna de aço com 25 cm de diâmetro por 100 cm de altura. O tubo foi cravado no solo, com o auxílio de um equipamento mecânico, visando à obtenção de uma amostra não deformada. Após a coleta da amostra do solo foram instalados extratores de solução de água, composto por uma

cápsula de cerâmica porosa de 12,52 mm ($\frac{1}{2}$ ”) colada em um tubete de vidro de 12,52 mm ($\frac{1}{2}$ ”) com 15 cm de comprimento acoplado ao frasco coletor de 100 mL. As coletas de amostras de água foram realizadas nas profundidades de 5 cm, 10 cm, 15 cm, 30 cm e 60 cm.

Foram utilizados três lisímetros, tendo sido realizados procedimentos iguais em todos. Inicialmente os lisímetros foram saturados com cargas hidráulicas de fluxo ascendente, visando obter as condições de escoamento gravitacional. Após este período, permitiu-se o escoamento da água durante 48 horas para restaurar sua capacidade de campo (Matallo et al. 2003). A partir deste momento foram aplicadas as precipitações registradas na estação pluviométrica localizada na latitude 27°10.7220, longitude 49°31.3188 e altitude de 354 m, localizada na bacia do Ribeirão Concórdia e operada pela Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina S.A. – EPAGRI.

Análises Físicas

Na parcela de extração do lisímetro, foram coletadas amostras de solo para determinação das características físicas e de fertilidade dos solos, nas profundidades de 0–5, 5-10, 10-15, 15-30 e 30-60 cm. Foram determinadas granulometria, massa específica e porosidade do solo. Os parâmetros de fertilidade foram: pH, fósforo, potássio, matéria orgânica, alumínio, cálcio, magnésio, sódio, H+Al, soma de bases (S), carga total de cátions (CTC), saturação de bases (V), índice Shoemaker, Mac Lean e Pratt (SMP).

Foi adotado um procedimento de amostragem que consistiu em adicionar água deionizada em quantidade equivalente à registrada em tempo real na bacia. As amostras com estruturas indeformadas coletadas para o ensaio da massa específica do solo foram retiradas com anel volumétrico de 5,0 cm de diâmetro e altura da ordem de 5,0 cm. Para a massa específica aparente, verificou-se a relação entre peso e o volume da amostra. Na determinação da porosidade, verificou-se a relação entre a massa específica relativa da partícula e a massa específica aparente (Claessen, 1997). Os parâmetros de fertilidade e textura foram determinados de acordo com Oleynik et al., (2004).

Análises Químicas

Amostras de água no perfil do solo foram coletadas no período compreendido entre os dias 59 e 202 (Figura 2.1). No 88º dia foi realizada a aplicação de fertilizante da formulação 5:20:20 (N:P:K) em uma proporção a 350 kg de adubação básica por hectare.

Em cada amostra foi determinada a presença do carbono total, orgânico e inorgânico. As leituras foram realizadas em triplicatas. Para a análise do carbono as amostras foram determinadas diretamente no analisador de carbono orgânico total COT (Shimadzu Corp. Kyoto, Japan).

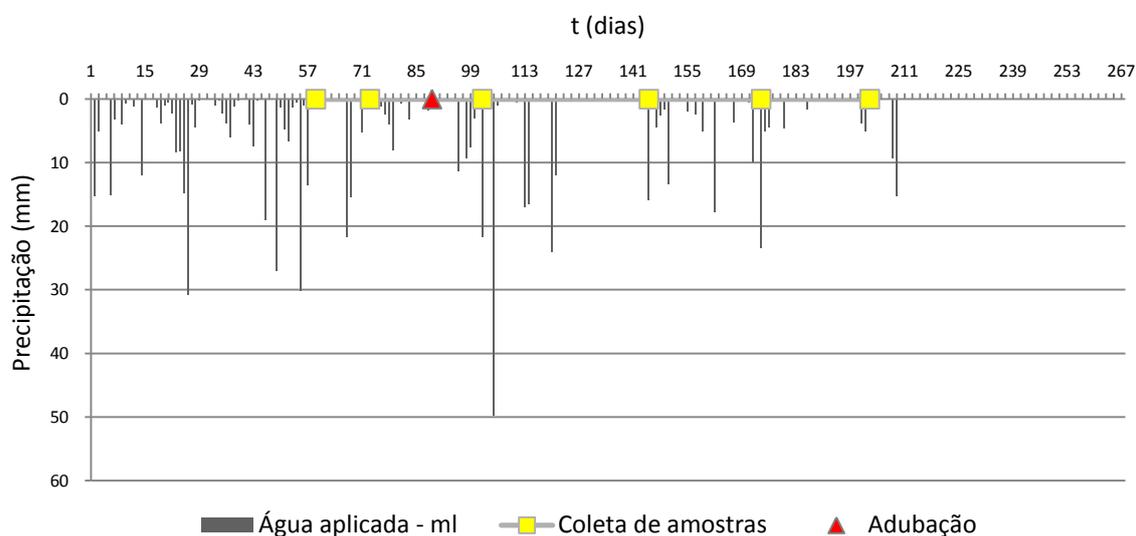


Figura 2.1: Precipitação simulada, coleta de percolado e aplicação de adubação básica nos lisímetros de laboratório.

2.4 RESULTADOS

A tabela 2.1 apresenta as características físicas determinadas no perfil do solo coletado em lavoura sob cultivo mínimo de *Zea mays L.*, sem rotação de cultura.

Tabela 2.1: Parâmetros físicos do solo na parcela coletada no campo.

Profundidade (cm)	Densidade aparente g.cm^{-3}	Porosidade (%)	Massa específica (g.cm^{-3})	Granulometria (%)			Condutividade hidráulica saturada estimada (Ks)
				Areia	Silte	Argila	
0 a 5	118	56.4	1.1	23	73	3	7.7E-05
5 a 10	132	49.9	1.3	23	74	3	7.5E-05
10 a 15	129	51.3	1.2	17	68	15	5.8E-05
15 a 30	133	51.0	1.3	15	64	21	5.3E-05
30 a 60	143	47.1	1.4	13	55	32	4.9E-05

A tabela 2.2 apresenta as características químicas do solo ao longo do perfil, apresentando solo rico em fósforo, potássio, saturação de bases e matéria orgânica na camada de 0 – 5 cm e se estende até 10 cm. No entanto, com o aumento de alumínio trocável a partir dos 5 cm estas espécies diminuem provocando uma redução na soma de bases e na saturação de bases indicadores respectivamente de fertilidade ligada a CTC e a porcentagem de bases trocáveis em relação à CTC.

Tabela 2.2: Parâmetros de fertilidade do solo na parcela coletada no campo.

Parâmetro	Profundidade (cm)				
	0 – 5	5 – 10	10 – 15	15 – 30	30 – 60
pH do solo	4,90	4,60	4,60	4,60	5,00
pH da água percolada	6,41	5,76	5,55	5,25	5,99
Índice SMP	6,20	6,00	6,00	6,20	6,40
Fósforo (mg L^{-1})	14,10	7,20	3,20	1,20	6,40
Potássio (mg L^{-1})	347,00	170,00	39,00	79,00	123,00
Matéria Orgânica (%)	3,20	3,20	2,50	1,30	1,00
Alumínio (mg L^{-1})	71,95	215,84	251,81	206,85	152,89
Cálcio (mg L^{-1})	400,80	180,36	120,24	160,32	440,88
Magnésio (mg L^{-1})	194,44	85,07	60,76	60,76	109,37
Sódio (mg L^{-1})	4,00	3,00	7,00	43,00	16,00
H+Al (Cmolc L^{-1})	3,47	4,36	4,36	3,47	2,75
Soma de Bases-S (cmolc L^{-1})	4,51	2,05	1,23	1,70	3,49
CTC (cmolc L^{-1})	7,98	6,41	5,59	5,17	6,24
Saturação Bases-V (%)	56,52	31,98	22,00	32,88	55,93

A tabela 2.3 apresenta as percentagens médias do volume de água coletada nos lisímetros.

Tabela 2.3: Volumes coletados nas diferentes profundidades dos lisímetros e respectivas médias de recuperação (%).

Profundidade (cm)	Lisímetro 1	Lisímetro 2	Lisímetro 3	Média
0 – 5	3,12	6,72	8,58	6,14
5 – 10	3,15	7,11	16,91	9,06
10 – 15	8,73	21,89	21,24	17,29
15 – 30	10,10	7,12	24,64	13,95
30 – 60	44,44	30,48	4,97	26,63
Total	69,54	73,32	76,35	73,07

As análises realizadas caracterizam duas formas de carbono, o COT (carbono orgânico total) e IC (carbono inorgânico). Estes estão presentes na solução de solo e são transportados nos diferentes níveis. A soma do IC e do COT determina o carbono total (CT) presentes no líquido intersticial do solo.

A Figura 2.2 e 2.3 mostra a concentração do Carbono Orgânico Total (COT), Carbono Inorgânico (CI) e Matéria Orgânica (MO) no líquido Intersticial no perfil do solo.

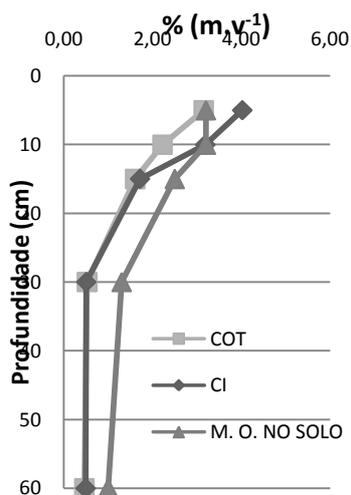


Figura 2.2: Concentração de COT, CI no líquido intersticial e MO no perfil do solo.

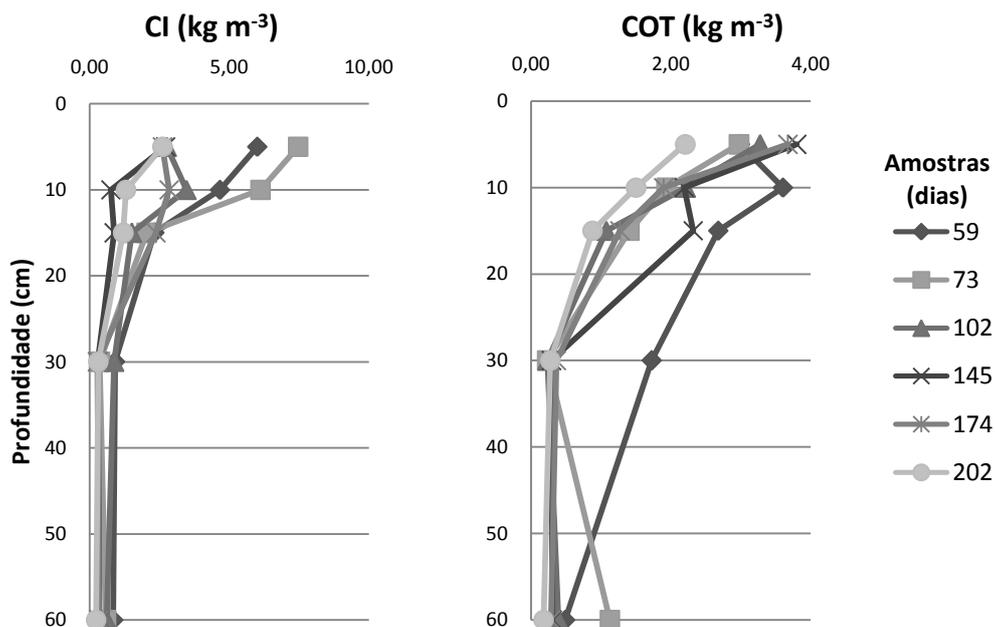


Figura 2.3: Concentrações de COT e CI na solução do solo no intervalo de 150 dias.

As figuras 2.4, 2.5 e 2.6 representam respectivamente as concentrações médias relativas de COT, CI no perfil do solo e carga de ambos no período de tempo estudado.

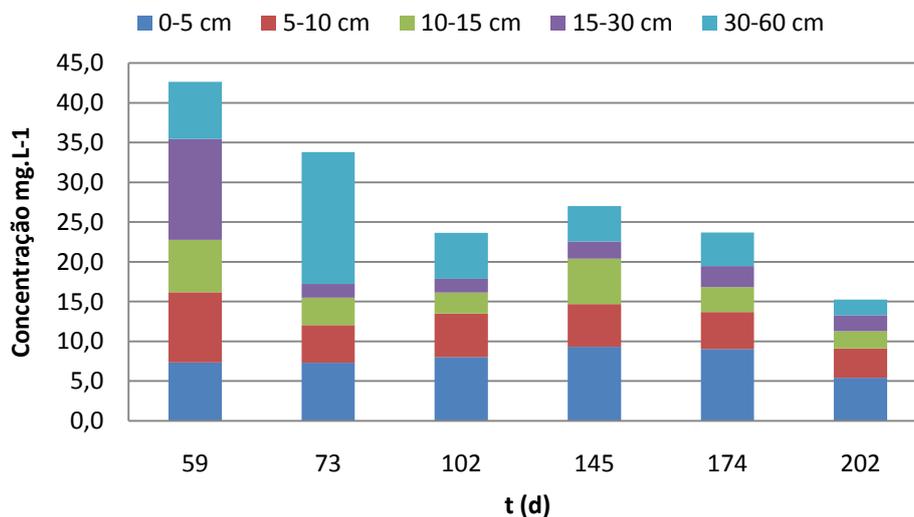


Figura 2.4: Carga média relativa de COT na solução do solo em diferentes níveis ao longo do tempo.

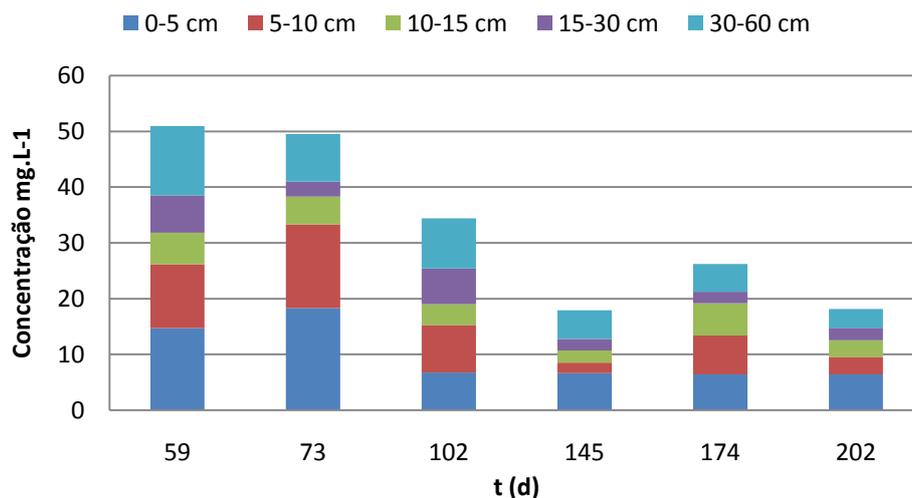


Figura 2.5: Cargas médias relativas de Cl na solução do solo em diferentes níveis ao longo do tempo.

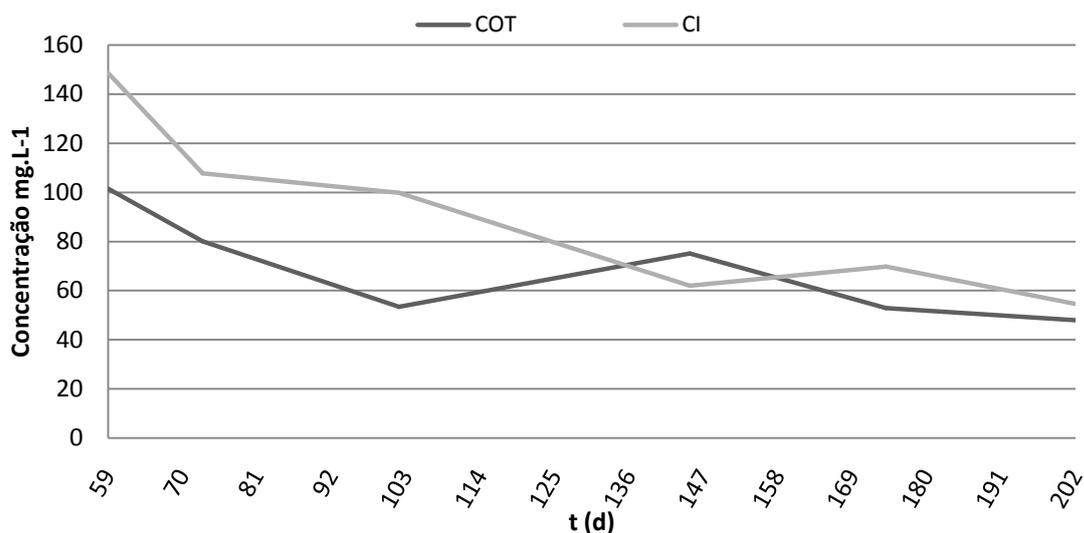


Figura 2.6: Carga de Cl e COT na solução do solo em diferentes níveis ao longo do tempo.

2.5 DISCUSSÃO

Observa-se (Tabela 2.1) que a massa específica e o teor de argila aumentam com a profundidade. Em sentido contrário têm-se as evoluções da porosidade e dos teores de areia e de silte. Resultados similares foram determinados em outros pontos de amostragem realizados pela EPAGRI (2005). Nota-se que nas profundidades de 10 a 15 cm, a areia e a argila estão

em proporções semelhantes e nas camadas mais profundas existe o afastamento das concentrações de argila (Tabela 2.1).

De acordo com Muniz et al. (2005) solos que contêm mais de 15% de argila revelam plasticidade, isto é, maleabilidade e capacidade de moldagem, oriunda da natureza da conformação achatada das partículas de argila. A dilatação ou contração das argilas sob umidade ou na falta dela, podem produzir fendas no solo que permitem o escoamento da água por fluxo preferencial capaz de carrear em profundidade os solutos.

A quantidade de matéria orgânica encontrada no solo (Tabela 2.2) representa um solo com boa fertilidade. A Figura 2.2 dá uma noção de que a quantidade relativa (%m.v⁻¹) de carbono inorgânico e carbono orgânico presentes na solução do solo é semelhante nas suas concentrações, exceto nos 15 cm iniciais do solo, onde o CI está superior ao COT. Este efeito é esperado devido a atividade microbológica existente ser maior até esta profundidade. Maia e Cantarutti (2004) argumentam que a mineralização da matéria orgânica acontece preferencialmente nos primeiros centímetros do solo.

A média de percolação (Tabela 2.3) foi de 73,07% do volume total de água aplicada, representando uma perda de água por evaporação de 26,93%. Observa-se que os lisímetros têm diferentes perdas por evaporação. As percentagens coletadas em cada nível nos lisímetros indicam um comportamento heterogêneo em relação ao escoamento da água tanto espacialmente quanto na profundidade. No lisímetro 1, o volume escoado na camada 30 a 60 cm foi superior as demais, indicando a possibilidade de ocorrência de caminhos preferenciais nas camadas superiores. Este comportamento não é evidenciado no lisímetro 3. Por outro lado verificou-se que a camada 15 – 30 cm do lisímetro 2 apresentou menor escoamento que nas camadas adjacentes.

A análise da quantidade de matéria orgânica (MO) no solo (Tabela) apresenta maior quantidade na camada arável do solo, ocorrendo a diminuição da matéria orgânica com a profundidade. Comparando a quantidade de MO com os resultados médios encontrados para carbono orgânico total e carbono

inorgânico verificou-se uma mesma tendência de diminuição no perfil (Figura 2.2).

Durante os cinco meses de experimentação houve um decréscimo considerável da concentração de carbono no solo (Figura 2.3). As evoluções das concentrações no perfil não foram uniformes. A diferença entre a concentração de Carbono Inorgânico (CI) e Carbono Orgânico (COT) no solo é pequena (Figura 2.3). Entretanto nos primeiros centímetros do solo a quantidade de carbono mineralizada é superior ao do carbono orgânico. A zona de aeração e a presença de bactérias oxidantes podem converter a carbono orgânico, produzindo rapidamente carbono inorgânico.

Miranda et al. (2006) descreve que o teor de matéria orgânica diminui em profundidade nos solos devido a diminuição da aeração do solo. Neu (2006) observou para mesmo tipo de solo (Latosolos), maiores concentrações de COT em áreas perturbadas, em relação à floresta primária. De acordo com Martin Neto (2005) e Yang et al., (2007) à medida que se avança em profundidade a humificação aumenta, caracterizando que existe a degradação da matéria orgânica, não importando o tipo de cultivo. Esta característica de degradação pode fornecer constantes quantidades de carbono aos níveis, desde que existam condições adequadas principalmente de umidade. Contribuem para esta tendência a compacidade do solo. A compacidade do solo mantém a MO adsorvida pela partícula mineral do solo, ocorrendo a compactação e diminuindo a interação dela com a matriz do solo e promovendo adensamento dos agregados, principalmente, em período de estiagem. Este fenômeno permite que o carbono orgânico dissolvido seja transportado no perfil logo após o início da percolação.

Yang et al., (2007) citam que as concentrações de carbono orgânico no perfil do solo mudam muito com os períodos sazonais do ano, mas não perdem a característica de diminuir com o perfil. A relação de carbono na solução intersticial evidenciada na Figura 2.3 mostra que tanto em perfil quanto ao longo do tempo a concentração de carbono varia. Biddanda e Cotner (2002) argumentam que o aumento da temperatura acelera as reações químicas e o metabolismo dos microrganismos disponibilizando carbono dissolvido ao solo.

Outras características do solo interferem no transporte de solutos no solo, como os colóides, granulometria, capacidade de troca de cátions (CTC), soma de bases, presença de alumínio trocável, etc. A CTC, por exemplo, que é o depósito ou armazéns de íons catiônicos, na forma de íons trocáveis, protege os nutrientes da lixiviação (Sengik, 2001; Fontes et al., 2001).

O cultivo-mínimo do solo visa manter maior quantidade de cobertura no solo para diminuir a perda de água e aumentar a agregação deste com a matriz do solo aumentando a quantidade de íons na superfície, ajudando na manutenção dos nutrientes na camada superficial. Ciotta et al., (2003) observou que houve um significativo aumento na CTC do solo do sistema plantio direto. Desta forma confirma que a matéria orgânica tem uma CTC elevada e que ela influencia no seu transporte.

A relação da concentração média de COT e CI (Figura 2.3) nos diferentes perfis com seu volume de drenagem mostram que a perda de carbono diminui com o aprofundamento do solo. Esta resposta pode ser comparada com a presença de argila no solo (Aitkenhead et al., 2003). À medida que se aprofunda no perfil do solo a quantidade de argila aumenta (Tabela 2.1) e com isso retém parte do carbono. As partículas coloidais da argila adsorvem o carbono e a presença de alguns minerais (Al, Mg, K, Ca...) aumentam a CTC do solo, reduzem o potencial de mobilidade dos solutos. Pavan et al., (1985) afirmava que a matéria orgânica é responsável por mais de 70% da CTC do solo.

Analisando a quantidade total de carbono orgânico e inorgânico transportado no período (Figuras 2.4 e 2.5) observa-se um decréscimo acentuado das concentrações. Este resultado é devido a degradação e não reposição de carbono orgânico e inorgânico no solo em função da não manutenção de desenvolvimento vegetal neste período. Isto mostra que em solo sem cobertura verde e/ou sistema de cultivo que visa manter o solo sem presença de vegetação nos períodos de entressafra sem ervas daninha, afeta a fertilidade do solo negativamente.

O CI apresentado na figura 2.5 mostra que nos primeiros 5 cm de solo houve redução de mais de 50% da sua concentração ao longo do tempo. É nas

primeiras camadas que existe maior aeração e, portanto, maior poder de degradação das moléculas orgânicas

No solo, geralmente, as vias hidrológicas dos fluxos de água e de carbono orgânico dissolvido para as camadas mais profundas acontecem no sentido vertical, porém, a formação de camadas de menos permeáveis causadas por mecanismos naturais ou antrópicos pode mudar o fluxo do sentido vertical para horizontal.

A relação entre o carbono inorgânico com o carbono orgânico geralmente é > 1 . No único momento que ela é inversa (145 dias após o início) houve um período imediatamente anterior de grande pluviosidade, exportando boa parte do carbono orgânico dissolvido, diminuindo a disponibilidade dele para mineralização (Figura 2.6).

A relação de carbono inorgânico para carbono orgânico médio no período foi de 1,3. Na primeira série de coleta a relação era de 1,46 e a última de 1,13, mostrando uma tendência de diminuição provocada pela diminuição de carbono orgânico no solo.

2.6 CONCLUSÕES

O solo coletado em lavoura sob cultivo mínimo de *Zea Mays L.* e avaliado em lisímetro, possui massa específica e teor de argila aumentando com a profundidade enquanto, porosidade e teores de areia e silte tendem a diminuir. Este comportamento pode favorecer a um escoamento de água no perfil do solo por fluxo preferencial. Com o aumento da profundidade observa-se ainda uma diminuição da fertilidade do solo com um aumento de alumínio trocável. Neste conjunto, verificou-se uma média de percolação no perfil do solo de 73,07%. O carbono em suas formas, orgânico e inorgânico tendeu a diminuir sua concentração com o aumento da profundidade no perfil do solo estudado. Este fenômeno foi observado tanto espacialmente quanto temporalmente com diminuição da concentração. A presença de argila no perfil do solo ajuda a reter o carbono.

2.7 REFERÊNCIAS

Aitkenhead-Peterson, J.A.; Mcdowell, W.H.; Neff, J.C., 2003. Sources, production, and regulation of allochthonous dissolved organic matter inputs to surface waters. Aquatic ecosystems. Academic Press, p. 25-70.

Bhattacharyya, T.; Pal, D.K.; Chandran, P.; Ray, S.K.; Mandal, C. and Telpande, B., 2008. Soil carbon storage capacity as a tool to prioritize areas for carbon sequestration. Current Science, v. 95, n. 4, 482-494.

Biddanda, B.A. & Cotner, J.B., 2002. 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.

Brye, K.R.; Norman, J.M.; Bundy, L.G and Gower, S.T., 2001. Ground Water Quality Nitrogen and Carbon Leaching in Agroecosystems and Their Role in Denitrification Potential. J. Environ. Qual., v. 30, n. 1, p. 58-70.

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

Claessen, M. E. C., 1997. Manual de métodos de análise de solo. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa-CNPS, 212 p.

Cook, B.D.; and Allan, D.L., 1992. Dissolved organic carbon in old-field soils: Total amounts as a measure of available resources for soil mineralization. Soil Biol. Biochem. 24, 585–594.

Entry, J.; Shewmaker, G.E., 2004. Irrigations increases inorganic carbon in agricultural soils. Environmental Management, v. 33, n. 1, p. 309–317.

Fontes, F.M.P.; Camargo, O.A.; Sposito, G., 2001. Eletroquímica das partículas coloidais e sua relação com a mineralogia de solos altamente intemperizados. Scientia Agricola, v. 58, n. 3, p. 627-646.

Hassink, J.; Whitmore, A.P. 1997. A Model of the Physical Protection of Organic Matter in Soils, Soil Sci. Soc. Am. J., v. 61, p. 31-139.

Hassink, J; Bouwman, L.A.; Zwart, K.B.; Bloem, J.; Brussaard, L.,1993. 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.

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

Lettens, S.; Van Orshoven, J.; Van Wesemael, B. & Muys, B., 2004. Soil organic and inorganic carbon contents of landscape units in Belgium derived using data from 1950 to 1970. *Soil Use and Management*, v. 20, p. 40-47.

Maia, C.E. e Cantarutti, R.B., 2004. Acumulação de nitrogênio e carbono no solo pela adubação orgânica e mineral contínua na cultura do milho. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 8, n. 1, p. 39-44.

Martin-Neto, L.; Segnini, A.; Simões, M.L.; Milori, D.M.F.; Silva, W.T.; Primavesi, 2005. Dinâmica e Estabilidade da Matéria Orgânica em Área com Potencial para Seqüestro de Carbono no Solo. *Embrapa Instrumentação Agropecuária*, p. 1-45.

Matallo, M. B.; Luchini, L. C.; Gomes, M. A. F.; Spadotto, C. A.; Cerdeira, A. L.; Marin, G. C., 2003. Lixiviação dos herbicidas tebutiuron e diuron em colunas de solo. *Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente*, v. 13, p. 83-90.

Miranda, J.; Costa, L.M.; Ruiz, H.A.; Einloft, R., 2006. Composição química da solução de solo sob diferentes coberturas vegetais e análise de carbono orgânico solúvel no deflúvio de pequenos cursos de água. *R. Bras. Ci. Solo*, v. 30, p. 633-647.

Muniz, A. C.; Silva, M. A. G.; Sengik, E. ; Branco, H. F. M.; Muniz Junior, N. S., 2002. Crescimento de milho em cultivos sucessivos em função de dose inicial e residual de P no sulco de adubação em latossolo vermelho distroférico. In: *Fertibio. 2002, Rio de Janeiro*, v. 1, p. 17-17.

Neu, V., 2005. Influência da cobertura vegetal na ciclagem de nutrientes via solução do solo na região de Manaus-AM. *Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) – escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba.*

Oleynik, J.; Bragagnolo, N.; Bublitz, U.; Silva, J.C.C. Análise de solo: tabelas para transformação de resultados analíticos e interpretação de resultados. Curitiba: EMATER-PR, 2004, p. 25.

Pavan, M.A.; Bingham, F.T.; Pratt, P.F., 1985. Chemical and mineralogical characteristics of selected acid soils of the state of Paraná, Brazil. *Turrialba*, v. 35, p. 131-139.

Persson Y.; Hemstro, K.; Omberg, L.; Tysklind, M.; Enell, Q., 2008. 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.

Scott, N.A.; Vernon Cole, C.; Elliott, E.T. and Huffman, S.A., 1996. Soil Textural Control on Decomposition and Soil Organic Matter Dynamics. *Soil Sci Soc Am J.*, v. 60, p. 1102-1109.

Sèguy, L.; Bouzinac, S.; Maronezzi, A.C., 2001. Sistemas de cultivo e dinâmica da matéria orgânica. *Informações Agronômicas*, v. 96, p. 1-32.

Sengik, E. ; Martins, E. N. ; Silva, M. A. G. ; Palangana, D. C., 2001. Volatilização de amônia em amostras de um nitossolo tratado com uréia e submetidos a diferentes teores de água. *Scientia Agraria Paranaensis*, v. 1, n. 2, p. 99-111.

Yang, H-J.; Shen, Z-M.; Zhu, S-H.; Wang, W-H., 2007. Vertical and temporal distribution of nitrogen and phosphorus and relationship with their influencing factors in aquatic-terrestrial ecotone: a case study in Taihu Lake, China. *Journal of Environmental Sciences*, v. 19, p. 689–695.

3. CAPÍTULO III - DINÂMICA DO NITROGÊNIO E FÓSFORO EM LABORATÓRIO

3.1 RESUMO

A dinâmica dos nutrientes nitrogênio e fósforo no perfil de Argissolo foi estudada empregando-se lisímetros com solo não deformado, mantidos em laboratório. Durante o experimento foi realizada a simulação da precipitação, em termos de quantidade e distribuição espacial, registrada na bacia hidrográfica de coleta do solo. Foram determinadas as concentrações dos nutrientes na água de percolação em diferentes profundidades. As análises dos nutrientes nitrogênio (N-NO_3^- , N-NO_2^-) e fósforo (P-PO_4^{3-}) efetuaram-se com um cromatógrafo de íons. Os resultados obtidos apresentam que as concentrações médias máximas de nitrato ($46,44 \pm 1,3 \text{ mg L}^{-1}$), de fosfato ($35,34 \pm 15,5 \text{ mg L}^{-1}$) e do nitrito ($11,75 \pm 0,2 \text{ mg L}^{-1}$) não ocorreram nas mesmas condições espaciais e temporais, indicando que as formações e mobilidades são diferenciadas. O fosfato aparece com maior frequência na parte superficial do solo (5 a 10 cm) enquanto o nitrito aparece mais na faixa de 15 a 60 cm. As características químicas e físicas do solo influenciaram a mobilidade dos íons em estudo.

3.2 INTRODUÇÃO

A dinâmica de nutrientes dissolvidos na água do solo influencia nos componentes do agroecossistema (Brye et al., 2001). Nutrientes, como nitrogênio e fósforo, podem promover o enriquecimento das águas superficiais, favorecendo o crescimento de algas e plantas aquáticas, diminuindo a qualidade das águas. Concentrações elevadas de nitrato em águas podem causar efeitos sobre a saúde humana. Nitrito é tóxico para os vegetais, para os animais e para o homem (Lewis e Morris, 1986; Shen et al., 2003).

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. A textura do solo e o conteúdo de matéria orgânica

têm maior influência nas perdas por lixiviação de nitratos (Maia e Cantarutti, 2004), principalmente quando a área não está sendo cultivada (Sangoi et al., 2003). Solos de textura mais grosseira e de baixo conteúdo de matéria orgânica tendem a permitir maiores perdas de nitrato por lixiviação, enquanto as menores perdas ocorrem em solos argilosos (Muchovej & Rechcigl, 1994; Melland et al., 2008). Os atributos físico-químicos como a presença de alguns minerais e argila afetam a capacidade de troca de cátions (CTC), devido principalmente as propriedades dos colóides (Pédrot et al., 2008), favorecendo reações de adsorção (Fontes et al., 2001), mineralização e/ou lixiviação (Chen et al., 2007, Orioli et al., 2008).

Na natureza o fósforo encontra-se quase que exclusivamente na forma de oxi-ânion (fosfato), cujos oxigênios apresentam alta reatividade com os grupos funcionais dos colóides inorgânicos do solo (Pellegrini, 2005). A maior parte do fósforo do solo constitui os compostos orgânicos como ácidos nucléicos, fitina e fosfolipídios, que reduzem a capacidade de fixação com ferro e alumínio devido a formação de complexos com os mesmos (Novais et al., 1991; 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 ele também tem sido relatado em solos com maior teor de argila. Em solos tropicais, estudos sobre a lixiviação de nutrientes 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 (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).

A adsorção de ânions como fósforo e nitrogênio depende das cargas negativas dos colóides do solo. As cargas positivas associadas com os hidróxidos de ferro e de alumínio permitem a adsorção de ânions (Börling,

2003). Por outro lado, esses ânions ficam sujeitos a substituição por outros, da mesma forma que cátions substituem, uns aos outros.

Berwanger (2005) mostra que a concentração de fósforo decresce com o aumento da profundidade, justificado devido à diminuição do percentual de matéria orgânica nos mesmos níveis.

O objetivo deste trabalho é estudar a dinâmica dos íons nitrogênio e fósforo no perfil de um Argissolo vermelho-amarelo, empregando lisímetro de solo não deformado. As amostras são provenientes de uma área de plantio de milho em sistema de cultivo mínimo.

3.3 MATERIAIS E MÉTODOS

A metodologia compreende a montagem de um dispositivo experimental em laboratório, a partir da coleta de amostras indeformadas de solo em uma área agrícola, com cultivo de milho em sistema de cultivo mínimo, sem rotação de cultura. No laboratório foi realizada a simulação da precipitação, em termos de quantidade e distribuição espacial, registrada na bacia onde o solo foi coletado. Foram determinadas as concentrações dos nutrientes na água percolada.

Área de Estudo

A área agrícola localiza-se na bacia do Ribeirão Concórdia, no município de Lontras, região do Alto Vale do Itajaí. O clima é classificado como Cfa, subtropical constantemente úmido, sem estação seca e com verão quente. A temperatura média máxima varia entre 23.5°C e 26°C e a precipitação anual entre 1320 e 1640 mm (EPAGRI, 1999). O uso e ocupação da terra são constituídos por matas nativas, reflorestamentos, pastagens, milho, fumo, cebola e mandioca. O solo é classificado como Argissolo vermelho-amarelo. As características físicas e de fertilidade do solo são apresentadas nas tabelas 3.1, 3.2 e 3.3 (Kaufmann et al., 2008).

Tabela 3.1: Parâmetros físicos do solo na parcela coletada no campo.

Profundidade (cm)	Densidade aparente g.cm^{-3}	Porosidade (%)	Massa específica (g.cm^{-3})	Granulometria (%)			Condutividade hidráulica saturada estimada (Ks)
				Areia	Silte	Argila	
0 a 5	118	56.4	1.1	23	73	3	7.7E-05
5 a 10	132	49.9	1.3	23	74	3	7.5E-05
10 a 15	129	51.3	1.2	17	68	15	5.8E-05
15 a 30	133	51.0	1.3	15	64	21	5.3E-05
30 a 60	143	47.1	1.4	13	55	32	4.9E-05

Tabela 3.2: Concentração de P, Ca, Mg, K, Na, avaliação da capacidade de troca de cátions (CTC) matéria orgânica (MO) e saturação de bases no perfil do solo estudado

Profundidade (cm)	P	Ca	Mg	K	Na	CTC	Saturação de bases	MO
	mg kg^{-1}	Cmolc L^{-1}	(V%)	%(m/v)				
5	14.10	400.80	194.44	347.00	4.00	7.97	56.47	3.20
10	7.20	180.36	85.07	170.00	3.00	6.41	31.94	3.20
15	3.20	120.24	60.76	39.00	7.00	5.59	21.94	2.50
30	1.20	160.32	60.76	79.00	43.00	5.13	32.38	1.30
60	6.40	440.88	109.37	123.00	16.00	6.22	55.82	1.00

Tabela 3.3: Soma de bases, relação potássio/(cálcio + magnésio), saturação por Al e características ligadas à acidez das amostras estudadas

Profundidade (cm)	pH		Al (mg kg^{-1})	H+Al (cmolc L^{-1})	Soma de bases (cmol cL^{-1})	$\frac{K}{\sqrt{\frac{C_a + M_g}{2}}}$	Porcentagem saturação por Al (m%)
	H2O	KCl					
5	6,40	4,9	71.95	3.47	4.50	0.66	10.03
10	5,75	4,6	215.84	4.36	2.05	0.49	37.47
15	5,54	4,6	251.81	4.36	1.23	0.13	50.13
30	5,24	4,6	206.85	3.47	1.66	0.25	44.82
60	5,99	5,0	152.89	2.75	3.47	0.25	27.31

Dispositivo experimental

O transporte de compostos de nitrogênio e de fósforo no perfil do solo foi realizado em um lisímetro, constituído de uma coluna de aço com 25 cm de

diâmetro e 100 cm de profundidade. O tubo foi cravado no solo, com o auxílio de um equipamento mecânico, visando à obtenção de uma amostra indeformada. Após a coleta da amostra do solo foram instalados extratores de solução de água, composto por uma cápsula de cerâmica porosa de 12,52 mm ($\frac{1}{2}$ ”) colada em um tubete de vidro de 12,52 mm ($\frac{1}{2}$ ”) com 15 cm de comprimento acoplado ao frasco coletor de 100 mL. As coletas de amostras de água são realizadas nas profundidades de 5 cm, 10 cm, 15 cm, 30 cm e 60 cm.

Foram utilizados três lisímetros, tendo sido realizados procedimentos iguais em todos. Inicialmente os lisímetros foram saturados com cargas hidráulicas de fluxo ascendente, visando obter as condições de escoamento gravitacional. Após este período, permitiu-se o escoamento da água durante 48 horas para restaurar sua capacidade de campo (Matallo et al., 2003). A partir deste momento foram aplicadas as precipitações registradas na estação pluviométrica localizada na latitude 27°10.7220, longitude 49°31.3188 e altitude de 354 m, localizada na bacia do Ribeirão Concórdia, Lontras- SC e operada pela Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina S.A. – EPAGRI.

No 29º dia foi realizada a aplicação de fertilizante da formulação 5:20:20 (N:P:K) na dose de 350 kg de adubação por hectare.

Análises Químicas

As coletas de amostras percoladas de água no perfil do solo foram coletadas nos intervalos de 1, 15, 43, 86, 115 e 150 dias (Figura 3.1).

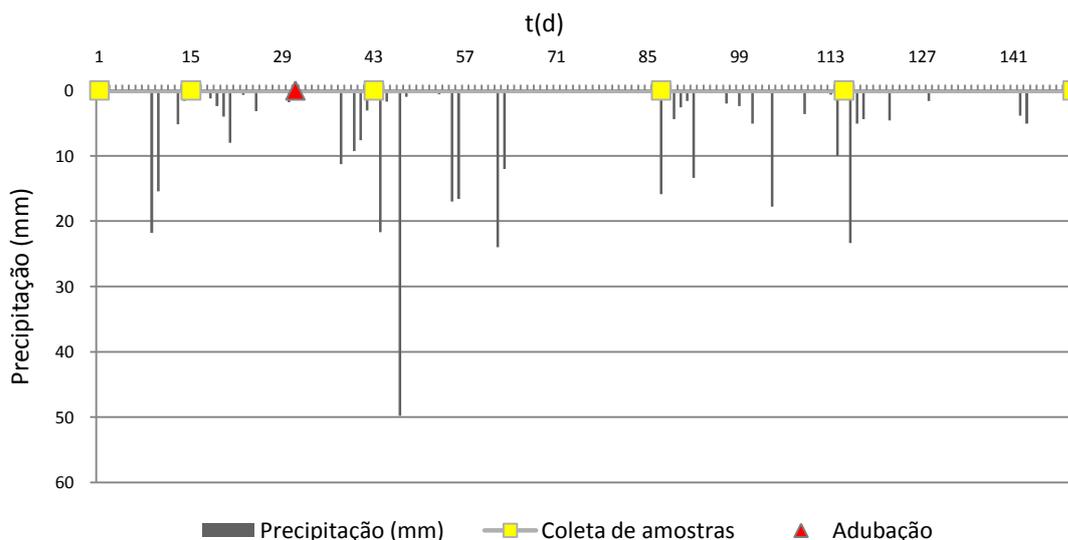


Figura 3.1: Indicação da precipitação, coleta de percolado e aplicação de adubação básica.

Em cada amostra foi determinada a presença do nutriente nitrato (N-NO_3^-), nitrito (N-NO_2^-) e fosfato (P-PO_4^{3-}). Para a determinação destes íons foi utilizado um Cromatógrafo de íons marca *DIONEX AG4A*, equipado com uma coluna de separação aniônica, um supressor e um detector de condutividade. As condições de injeção da amostra, temperatura, vazão de gás entre outras foram: Injeção da amostra: $10\mu\text{L}$; Temperatura: 30°C ; Taxa de fluxo: $1,2\text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$; Eluente: Na_2CO_3 $4,5\text{mM}$ / NaHCO_3 $1,4\text{mM}$; Detecção: condutividade; Supressor: aniônico auto regenerante; Solução estoque: NaHCO_3 100mM ; Corrente aplicada: 31 mA . As curvas de calibração foram realizadas com padrões obtidos junto a *DIONEX*, utilizando-se 5 pontos na faixa de 01 a $10\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ com leitura em quintuplicata. As leituras das amostras foram realizadas em triplicatas.

3.4 RESULTADOS

Nos lisímetros foram aplicados $25,35\text{ L}$ correspondentes a 516 mm de chuvas registradas em tempo real na estação pluviométrica instalada na bacia experimental do Ribeirão Concórdia. A tabela 3.4 apresenta os volumes de água coletados nos diferentes níveis. O volume médio coletado foi de $18,455 \pm 0,666\text{ L}$, correspondendo a cerca de $72,9\%$ do total aplicado. Os

comportamentos hidrodinâmicos nos três lisímetros não foram uniformes. Os desvios padrões foram da mesma ordem de grandeza dos valores médios coletados em cada profundidade. No lisímetro 1, o volume escoado na camada 30 a 60 cm foi superior aos demais, indicando a possibilidade de ocorrência de caminhos preferenciais. Este comportamento não é evidenciado no lisímetro 3. Por outro lado verificou-se que a camada 15 – 30 cm do lisímetro 2 gerou menor escoamento que as camadas adjacentes.

Deste modo, as concentrações de nutrientes nas amostras de águas coletadas nas diferentes profundidades dos lisímetros serão discutidas em termos de valores médios. Assim, na Tabela 3.5 são apresentadas as concentrações médias dos íons nitrato, nitrito e fosfato no perfil do solo, ao longo do tempo. As concentrações médias máximas de nitrato ($46,44 \pm 1,3 \text{ mg L}^{-1}$), de fosfato ($35,34 \pm 15,5 \text{ mg L}^{-1}$) do nitrito ($11,75 \pm 0,2 \text{ mg L}^{-1}$) não ocorreram nas mesmas condições espaciais e temporais, indicando que as formações e mobilidades são diferenciadas. As maiores concentrações médias do fosfato ocorrem nas profundidades de 5 e 10 cm, enquanto que o nitrito, as maiores concentrações médias de 15 a 60 cm.

O soluto percolado no período da primeira coleta (1º dia) e na segunda coleta (15 dias), anteriores a fertilização, não geraram grandes concentrações do íon fosfato, exceto nos primeiros 5 cm de solo. A aplicação de N:P:K realizada no 29º dia, numa concentração de 350 kg ha^{-1} , interferiu positivamente na concentração do íon na solução. A concentração máxima atingida ocorreu 14 dias após a aplicação. A concentração do íon fosfato no líquido intersticial do solo voltou ao estado inicial em menos de 87 dias, pois aos 115 dias a concentração já era baixa, próxima ao estado anterior a aplicação. Este resultado evidencia que o fosfato permanece livre na solução do solo por período bastante curto e que em Argissolo a concentração é influenciada pela presença de matéria orgânica, argila e porosidade.

Tabela 3.4: Volumes coletados nas diferentes profundidades dos lisímetros e respectivos percolados (%).

Profundidade (cm)	Lisímetro 1	Lisímetro 2	Lisímetro 3	Percolado (%)
0 – 5	0.804	1.655	2.157	6.070
5 – 10	0.828	1.903	4.354	9.317
10 – 15	1.975	5.568	5.531	17.193
15 – 30	2.526	1.427	5.876	12.926
30 – 60	11.642	7.928	1.190	27.301
Total	17.775	18.481	19.108	72.807

Tabela 3.5: Concentração média dos íons nitrato, nitrito e fosfato no perfil do solo.

ÍON	Profundidade (cm)	Intervalo (dias)					
		1	15	43	86	115	150
		Concentração (mg L-1)					
NITRITO	5	0.14±0.2	0.53±0.2	0.15±0.0	1.48±0.3	0.09±0.0	1.83±0.1
	10	0.01±0.0	0.05±0.0	0.65±0.1	4.34±0.5	1.35±0.1	0.08±0.0
	15	0.14±0.2	0.68±0.1	7.48±0.1	11.75±0.2	0.96±0.2	1.04±0.2
	30	0.17±0.1	0.32±0.1	5.59±0.0	6.51±0.4	0.18±0.0	4.16±0.3
	60	0.07±0.1	3.3±0.1	6.22±0.3	9.86±0.2	0.52±0.0	0.23±0.0
NITRATO	5	5.73±2.9	5.73±2.9	28.75±10.9	28.54±19.9	14.51±8.9	7.33±3.7
	10	4.55±2.1	4.55±2.1	21.46±12.1	46.44±1.3	17.55±0.4	9.07±4.1
	15	3.11±2.7	4.39±0.4	8.46±4.7	22.56±11.2	11.66±7.1	8.65±3.0
	30	0.01±0.0	1.61±2.8	4.49±3.2	11.98±7.6	6.01±2.1	11.17±3.7
	60	0.09±0.1	1.63±1.5	1.39±1.8	1.98±1.8	8.5±11.9	6.46±0.7
FOSFATO	5	0.65±0.8	0.65±0.8	35.34±15.5	21.74±14.9	0.43±0.3	0.35±0.2
	10	0.05±0.0	0.04±0.1	21.79±9.1	14.21±18.8	0.57±0.4	0.76±0.2
	15	0.02±0.0	0.01±0.0	11.45±6.2	5.41±6.7	0.09±0.1	0.03±0.0
	30	0.01±0.0	0.01±0.0	6.47±2.9	2.47±2.9	0.2±0.2	0.34±0.3
	60	0.01±0.0	0.12±0.0	2.88±3.0	2.27±3.6	0.07±0.1	0.06±0.0

3.5 DISCUSSÕES

A presença de argila caracteriza aumento da presença de colóides (Shen et al., 2007) que possuem a capacidade de reter oligoelementos. Esta retenção acontece por complexação segundo Pédrot et al. (2008). A quantidade de argila presente no solo estudado revela um aumento na medida

em que se aprofunda no solo (Tabela 3.1) e influencia no deslocamento dos íons.

A sorção de nutrientes pelos componentes da matriz do solo desempenha, em parte, restrição da circulação de contaminantes reativos através do solo, comportamento apontado também por McGechan e Lewis (2002) em estudo realizado em transporte de solutos particulados adsorvidos. Este fenômeno é bem evidenciado no deslocamento de íons no perfil do solo que diminuíram sua concentração no perfil, mesmo no período de alta concentração quando da aplicação de adubo mineral.

Sims, Simard e Joern (1998) argumentam que mesmo pequena quantidade de minerais de argilas e/ou óxidos de Fe e Al reduzem a mobilidade do fósforo no perfil do solo. A presença de fósforo no solo (Tabela 3.2) é decrescente no perfil até 30 cm, e aumentando a 60 cm. A perda de fosfato, em condições de não adição de fósforo no solo, seja mineral ou orgânica, evita o arraste vertical.

O deslocamento de fosfato no solo no período de aplicação apresentou-se decrescente no perfil, associado à presença de argila e carbono em cada profundidade (Figura 3.2). Ele é adsorvido e, portanto, não lixiviado com facilidade. Porém uma parte dele atinge profundidades superiores a 30 cm (Figura 3.3).

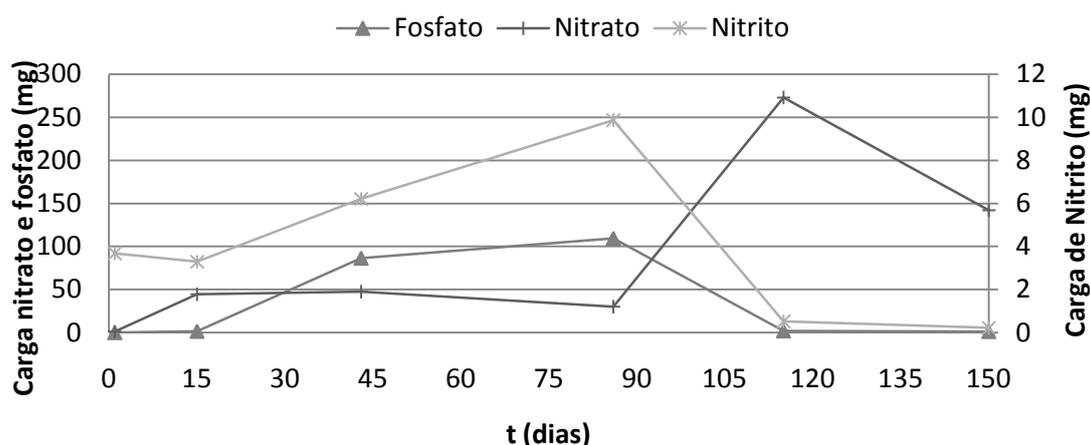


Figura 3.2: Análise temporal da evolução da carga dos íons a profundidade de 60 cm.

O fósforo, na forma inorgânica, fica limitado aos primeiros 40 cm de solo de acordo com Börling (2003) e os fatores responsáveis pela lixiviação são intrínsecos aos solos. São eles os mecanismos de transporte da água e a capacidade de sorção, segundo Djodjic e Bergstro, (2005), além da presença de fluxo preferencial nos macroporos.

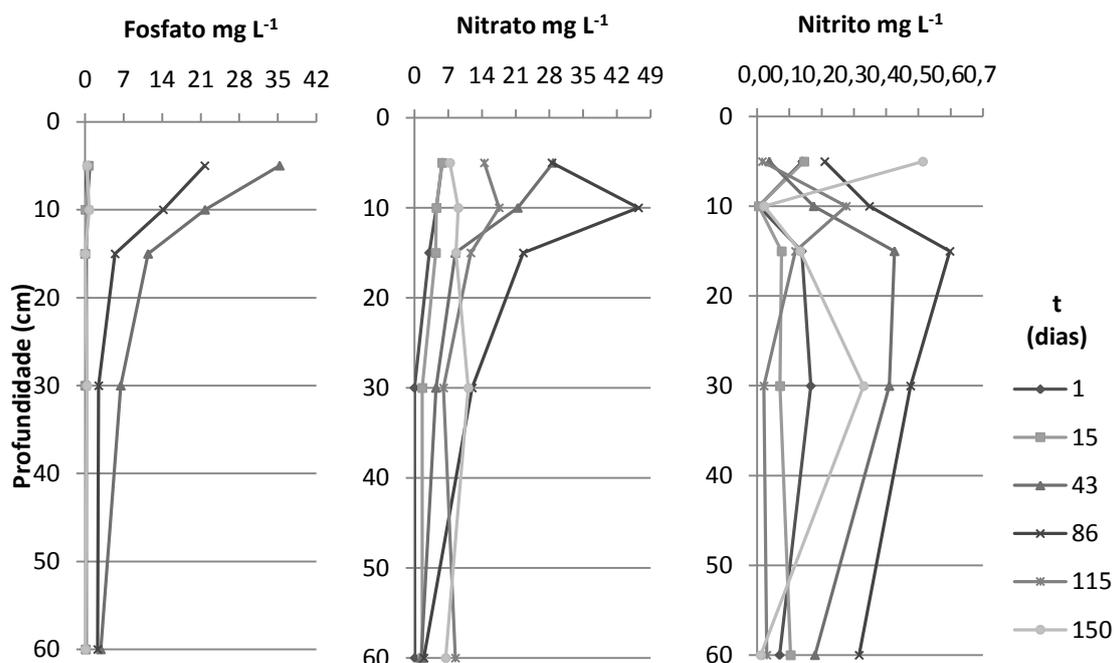


Figura 3.3: Concentração dos íons fosfato, nitrato e nitrito em profundidade nas séries amostrais.

As colunas de solo estudadas em laboratório apresentaram características de percolação diferentes nos perfis, demonstrando que existem caminhos preferenciais. Mesmo com esta característica a concentração de fosfato diminuiu com a profundidade. Dois fatores podem ter contribuído: 1^o é o potencial de adsorção do fósforo as partículas e a matéria orgânica presente nos primeiros centímetros, e o 2^o é o aumento da quantidade de argila no perfil.

Sinaj et al. (2002) concordam também que mesmo existindo caminho preferencial ou transporte nos macroporos a concentração diminui bruscamente logo após os primeiros cm de solo. E ainda, o fosfato é carregado, principalmente, para os cursos de água via *runoff*. Observando a quantidade de fósforo disponível nos primeiros centímetros de solo (14 mg kg⁻¹)

comparado aos 30-60 cm (6.1 mg kg^{-1}) esta tendência pode ser confirmada (Tabela 3.2).

O comportamento do íon nitrato no solo pode estar ligado ao estado eletrodinâmico do solo. As cargas do solo interferem diretamente no seu deslocamento e sua velocidade de degradação. As presenças dos íons Mg, Na, K, e Ca são responsáveis pela saturação de bases (Tabela 3.2). À medida que aumenta a saturação de bases aumenta a disposição do íon nitrato na solução do solo, devido os elementos ocuparem sítios ativos dos colóides liberando o íon para a solução do solo e podendo ser arrastado verticalmente.

O atributo físico, saturação de bases e a relação de potássio/cálcio + magnésio, decrescem no perfil exceto a 15 cm (Tabela 3.3). Esta relação indica quanto que as bases estão disponíveis a se ligarem com os oligoelementos do solo. Desta forma a medida que aumenta-se a profundidade diminui-se a possibilidade de as bases estarem livres e assim o íon nitrato em solução poderia ser lixiviado. Vários autores como Pèdrot et al. (2008), Hunter et al (2002), Fontes et al. (2001) apresentam resultados semelhantes.

A quantidade total de N-NO_3^- liberado após a fertilização (Figura 3.1) mostra que imediatamente após a entrada no solo, o equilíbrio é deslocado para reação de formação de N-NO_3^- dissolvido no solo, aumentando aproximadamente 3 vezes sua disponibilidade em 15 dias (de $5,73 \pm 2,9$ para $28,75 \pm 10,9$) nos primeiros 5 cm de solo.

O íon nitrato apresenta-se como íon pouco adsorvido, ficando disponível no solo por um período superior a 88 dias, sendo sujeito ao transporte vertical. O efeito da CTC e presença de argila afeta menos sua mobilidade no solo.

O efeito da precipitação (Figura 3.1), antes da fertilização mineral (1° e 15° dias) não é evidente sobre as concentrações (Tabela 3.5) e da carga (Figura 3.3) transportada em profundidade dos íons. Segundo Da Ros (2004) o nitrato é carregado até uma profundidade de 30 cm em condições de chuva reduzidas. Resultados semelhantes foram obtidos por Bertol et al., (2005). Todavia a quantidade de N-NO_3^- transportado para a profundidade de 60 cm após a fertilização, foi elevada (Figura 3.2).

O íon nitrato levou tempo superior a 60 dias para atingir 60 centímetros de profundidade, demonstrando que ele é persistente no solo e que a matriz do solo pode ter impedido seu deslocamento, ou a capilaridade tenha transportado o íon às camadas superiores. Esta tendência é demonstrada por Resende (2002), Bertol et al., (2005) e Rocha, et al., (2008) argumentando que a taxa de mineralização do nitrato é diminuída em presença excessiva ou em escassez de água no solo.

Analisando a figura 3.3 podemos observar maiores transportes em carga nas profundidades de 10 e 15 cm, principalmente na amostragem do 86º dia. O transporte de nitrato foi maior a 15 cm, independente da fertilização mineral. Nestes níveis ocorre a menor soma de bases ($1,23 \text{ cmolc.L}^{-1}$), menor relação potássio/(cálcio + magnésio) trocáveis (0,13), maior porcentagem de saturação por Al (50,13%) (Tabela 3.3) e menor saturação de bases (21,94%) (Tabela 3.2), mostrando que as características físicas e químicas da matriz do solo influenciam na presença do íon. O que mais interferiu a presença de grande quantidade de nitrato nesta profundidade é a saturação por Al, que ocupou cerca de 50% das cargas do solo, disponibilizando o íon para a solução do solo.

Shen et al., (2007) afirmam que quando a densidade do solo diminui no perfil, aumenta a velocidade de transmissão do nitrato e aumenta também sua concentração. O solo apresentou características contrárias de densidade (Tabela 3.1) e desta forma houve uma diminuição do fluxo da concentração de nitrato no perfil.

A água percolada dos lisímetros apresenta pH ácido (Tabela 3.3) tanto medido no solo como medido na água percolada. Na camada de 0-5 cm o pH é levemente ácido, aumentando a acidez conforme se aprofunda no solo. Esta diferença no pH pode ser a explicação para que não se verifique concentrações maiores de nitrito na primeira camada em relação as subjacentes (Tabela 3.5). Segundo Shen et al. (2003) e Venterea, (2007) pHs maiores indisponibilizam o nitrito no solo e tornam-no tóxico para as plantas.

O nitrito é um elemento muito móvel e persiste por períodos curtos no solo devido à ação das reações de decomposição que acontecem no solo e do efeito do pH. Venterea, (2007), considera que as práticas de manejo agrícola

específica (por exemplo, formas de adubação e de uso do solo) e/ou propriedades do solo (por exemplo, pH, carbono total), são informações úteis para melhorar as estimativas de emissões e a modelagem.

Segundo Hunter (2003) a presença de fosfato influencia na liberação do íon nitrito no solo. Desta forma reforça a possibilidade que o nitrito esteja indisponível nos primeiros centímetros do solo. A existência de zona vadosa e aerada facilita a decomposição do íon na superfície. A quantidade de nitrito encontrada no perfil exhibe uma tendência a ser exportada com uma maior concentração nos níveis de 10-15 cm e 15-30 cm evidenciada na figura 3.3.

A existência de pequena quantidade de nutrientes no solo (Figura 3.4) revela que após a fertilização, a formação de nitrito foi aumentada, exceto na camada de 0-5 cm. A presença de grande quantidade de matéria orgânica nos primeiros centímetros (>3% m/v) criou condições microbiológicas para a degradação rápida do nitrito, que constitui a principal forma de disponibilização e perda (Bertol et al., 2005).

A carga percolada contendo íon NO_2^- na profundidade de 60 cm foi grande, mesmo anterior a fertilização (Figura 3.4). A velocidade de degradação é mais rápida que do íon nitrato. As concentrações maiores de nitrito ocorrem a profundidades superiores a 15 cm e nos eventos do dia 1, 15, 43 e 86 a concentração sempre foi maior a 60 cm de profundidade.

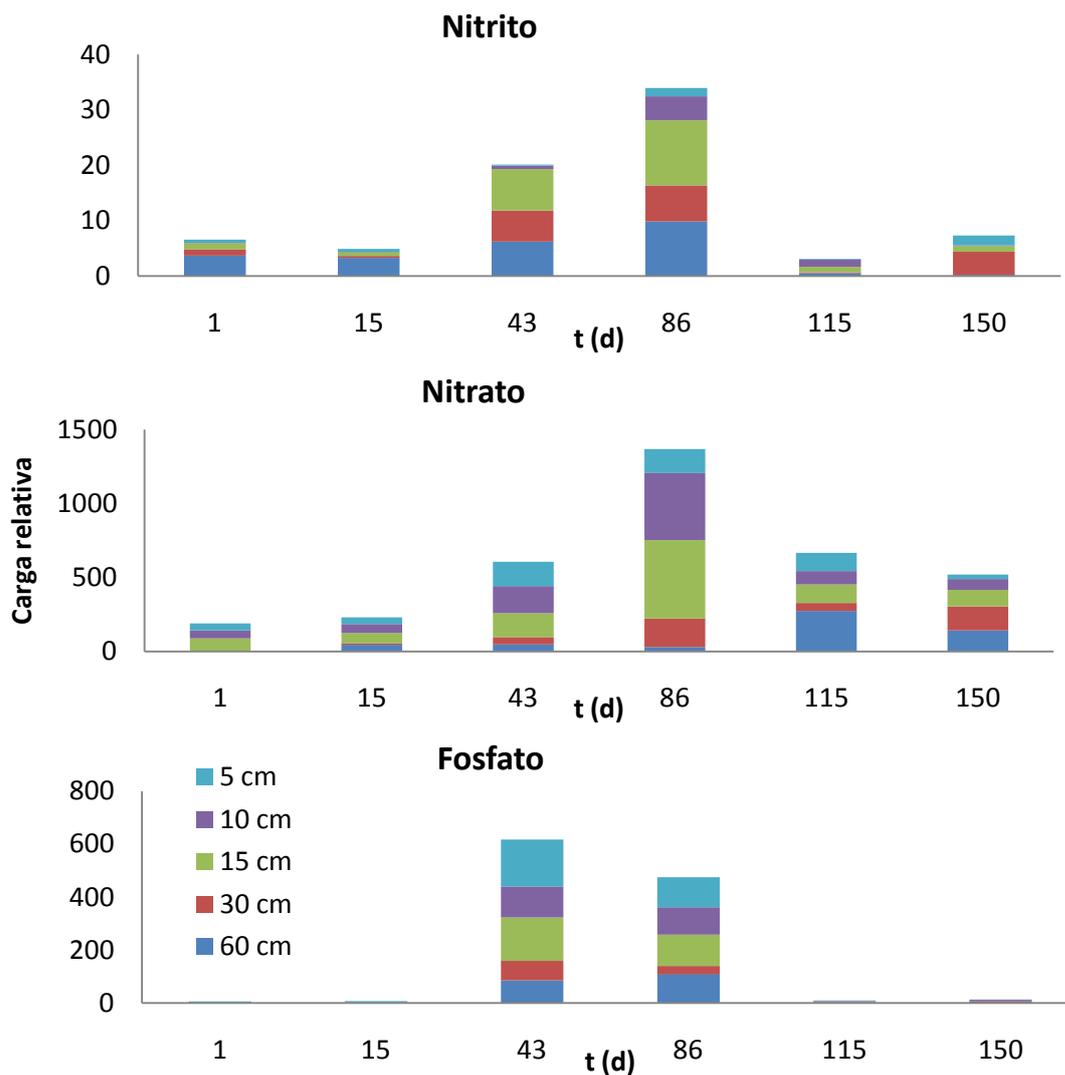


Figura 3.4: Carga dos íons nitrito, nitrato e fosfato transportados em profundidade.

3.6 CONCLUSÕES

A dinâmica dos íons nitrogênio e fósforo no perfil de um Argissolo vermelho-amarelo, empregando lisímetro contendo solo não deformado, foi estudada. As concentrações médias máximas de nitrato ($46,44 \pm 1,3 \text{ mg L}^{-1}$), de fosfato ($35,34 \pm 15,5 \text{ mg L}^{-1}$) do nitrito ($11,75 \pm 0,2 \text{ mg L}^{-1}$) não ocorreram nas mesmas condições espaciais e temporais, indicando que as formações e mobilidades são diferenciadas. As maiores concentrações médias do fosfato ocorreram nas profundidades de 5 e 10 cm, enquanto que o nitrito, as maiores concentrações médias ocorreram na faixa de 15 a 60 cm. Houve interferência

do íon fosfato em solução após a aplicação de N:P:K no solo em estudo após o 29º dia de estudo, voltando a concentração normal após 87 dias. Isto é um indicativo de que o fosfato tende a permanecer na solução de solo por um período curto e que em Argissolo, a influência da argila, porosidade e matéria orgânica atuam sobre a concentração deste íon. De maneira geral, o deslocamento dos íons em estudo tende a diminuir no perfil do solo, mesmo após a aplicação de adubo mineral. O íon nitrato apresenta-se como íon pouco adsorvido ficando disponível no solo por um período superior a 88 dias, sendo sujeito ao transporte vertical. O efeito da CTC e presença de argila afeta menos sua mobilidade no solo. Verificou-se aumento na acidez do solo com o aumento da profundidade, o que nos leva a considerar que seja este um dos motivos pelo qual não se observou concentrações maiores de nitrito nas camadas superiores.

3.7 REFERÊNCIAS

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

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

Bertol, O.J.; Rizzi, N. E.; Favaretto, N.; Lavoranti, O. J., 2005. Perdas de nitrogênio via superfície e sub-superfície em sistema de semeadura direta. *Floresta*, Curitiba, PR, v. 35, n. 3, p. 429-442.

Berwanger, A. L.; Ceretta, C.A.; Lopes, I.C.; Basso, C.J.; Vieira, F.C.B.; Herbes, M.G., 2005. Dejetos líquidos de suínos: I - Perdas de nitrogênio e fósforo na solução escoada na superfície do solo sob plantio direto. *Revista do Centro de Ciências Rurais*, Santa Maria - RS, v. 35, p. 1296-1309.

Börling, K., 2003. Phosphorus sorption, accumulation and leaching – Effects of long-term inorganic fertilization of cultivated soils. Uppsala, 39 p. Tese (Doctoral of Agricultural Sciences). Swedish University of Agricultural Sciences.

Brye, K.R.; Norman, J.M.; Bundy, L.G and Gower, S.T., 2001. Ground Water Quality Nitrogen and Carbon Leaching in Agroecosystems and Their Role in Denitrification Potential. *J. Environ. Qual.*, v. 30, n. 1, p. 58-70.

EPAGRI – Empresa de Pesquisa Agropecuária e de Extensão Rural de Santa Catarina., 1999. Zoneamento agroecológico e socioeconômico do Estado de Santa Catarina, p. 1010.

Da Ros, C.O., 2004. Dinâmica do carbono e do nitrogênio com o uso de uréia, na sucessão aveia preta/milho, no sistema plantio direto (Tese de Doutorado) PPGCS, UFSM. Santa Maria, RS, Brasil.

Djordjic, F. e Bergstro, L. M., 2005. Phosphorus losses from arable fields in Sweden - effects of field-specific factors and long-term trends. *Environmental Monitoring and Assessment*, Dordrecht, 102, p. 103-117.

Fontes, F.M.P.; Camargo, O.A.; Sposito, G., 2001. Eletroquímica das partículas coloidais e sua relação com a mineralogia de solos altamente intemperizados. *Scientia Agricola*, v. 58, p. 3, p. 627-646.

Godlinski, F.; Reiche, E. W.; Lennartz, B.; Meissner, R., 2008. 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.

Hunter, W.J., 2003. Accumulation of nitrite in denitrifying barriers when phosphate is limiting. *Crops Research Laboratory, U.S. Department of Agriculture-ARS, 1701 Center Ave.,Fort Collins, CO 80526, USA*, p. 79-91.

Kaufmann, V.; Silva, M.R.; Pinheiro, A.; Faht, G.; Águida, L.M., 2009. Lixiviação de carbono no perfil de um Argissolo. (em submissão).

Kjaergaard, C.; Hansen, H.C.B.; Koch, C.B.; Villholth, K. G., 2004. Properties of water-dispersible colloids from macropore deposits and bulk horizons of an agrudalf. *Soil Sci. Soc. Am. J.* v. 68, p. 1844–1852.

Lewis W.M.; Morris D.P., 1986. Toxicity of nitrite to fish: A Review. *Transactions of the American. Fisheries Society*, v. 115, p. 183–195.

Maia, C. E. Cantarutti, R.B., 2004. Acumulação de nitrogênio e carbono no solo pela adubação orgânica e mineral contínua na cultura do milho. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 8, n. 1, p. 39-44.

Matallo, M. B.; Luchini, L. C.; Gomes, M. A. F.; Spadotto, C. A.; Cerdeira, A. L.; Marin, G. C., 2003. Lixiviação dos herbicidas tebutiuron e diuron em colunas de solo. *Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente*, v. 13, p. 83-90.

McGechan, M.B. e Lewis, D.R., 2002. Transport of particulate and colloid-sorbed contaminants through soil, Part 1: General. *Biosystems Engineering*. V. 83, n. 3, p. 255–273.

Melland, A. R.; Mc Caskill, M. R.; White, R. E.; Chapman, D. F., 2008. 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.

Muchovej, R.M.C.; Rechcigl, J.E., 1994. Impacts of nitrogen fertilization of pastures and turfgrasses on water quality. In: LAL, R.; Stewart, B.A. ed. *Soil processes and water quality*. Lewis Publication, p. 91-135.

Novais, R.F.; Neves, J.C.L.; Barros, N.F., 1991. Aspectos físico-químicos envolvidos na fixação do fósforo no solo. In: Encontro Nacional de Rocha Fosfática, v. 5, 1991. São Paulo. Anais... São Paulo: p. 133 – 177.

Orioli, G.; Sabbatini, M.; Marchena, J.; Vazquez, R., 2008. 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.

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

Pellegrini, J.B.R., 2005. Dissertação de Mestrado. Fósforo na água e no sedimento na microbacia hidrográfica do Arroio Lino - Agudo – RS. PPGCS, UFSM, Santa Maria, RS, Brasil, v. 1-87.

Resende, A.V., 2002. Agricultura e qualidade da água: contaminação por nitrato. Planaltina: Embrapa Cerrados, 29 p.

Rocha, F.A.; Martinez, M.A.; Matos, A.T.; Cantarutti, R.B.; Silva, da, J., 2008. Modelo numérico do transporte de nitrogênio no solo. Parte II: Reações biológicas durante a lixiviação. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. Campina Grande, v. 12, n. 1, p. 54–61.

Sangoi, L.; Ernani, P.R.; Lech, V.A.; Rampazzo, C., 2003. Lixiviação de nitrogênio afetada pela forma de aplicação da uréia e manejo dos restos culturais de aveia em dois solos com texturas contrastantes. *Ciência Rural*, Santa Maria, v. 33, p. 1, p. 65-70.

Santos, D.R.; Gatiboni, L.C.; Kaminskii, J., 2008. Fatores que afetam a disponibilidade do fósforo e o manejo da adubação fosfatada em solo sob sistema plantio direto. *Ciência Rural*, v. 38, n. 2, p. 576-586.

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

Shen, M. X.; Yang, L. Z.; Yao, Y. M.; Wu, D. D.; Wang, J. G.; Guo, R. L.; Yin, S. X., 2007. Long-term effects of fertilizer managements on crop yields and organic carbon storage of a typical rice-wheat agroecosystem of China. *Biology and Fertility of Soils*, v. 44, n. 1, p. 187-200.

Stamm, C.; Sermet. R.; Leuenberger, J.; Wunderli, H.; Wydler, H.; Flühler, H.; Gehre, M.; C., 2002. Multiple tracing of fast solute transport in a drained grassland soil. *Geoderma*, v. 109, p. 245–268.

Sinaj, S., Stamm, C., Toor, G.S., Condrón, L.M., Hendry, T., Di, H.J., Cameron, K.C., Frossard, E., 2002. Phosphorus availability and loss from irrigated grassland soils. *J. Environ. Qual*, v. 31, p. 319–330.

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

Venterea R.T., 2007. Nitrite-driven nitrous oxide production under aerobic soil conditions: kinetics and biochemical controls. *Change Biology*, 13, 1798–1809.

Wong, M. T. F. and Rowell. D. L., 1994. 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.

4. CAPÍTULO IV – TRANSPORTE DE ATRAZINA E DIURON EM LISÍMETRO DE LABORATÓRIO

4.1 RESUMO

O transporte de atrazina e diuron em perfil de um Argissolo vermelho-amarelo foi verificado, utilizando-se lisímetros montados em laboratório contendo solo não deformado. O solo é proveniente de uma área de plantio de milho em sistema de cultivo mínimo. Foram aplicados nos lisímetros, 31,95L de água que representam 650,85 mm de chuva. Os volumes de água coletados nos lisímetros corresponderam a $72,57 \pm 8,40$ % do total aplicado. O comportamento hidrodinâmico nos três lisímetros não foi uniforme. No 5º dia foi realizada a aplicação dos pesticidas diuron e atrazina nas doses equivalentes de 2,5 kg e 2,4 kg por hectare de ingrediente ativo, respectivamente. Registraram-se concentrações maiores dos herbicidas na profundidade de 5 cm, com uma precipitação aplicada de 15 mm. Os pesticidas permaneceram no solo por um período da ordem de 100 dias. Foram recuperados aproximadamente 78% da massa de atrazina nos primeiros 20 dias após a sua aplicação. A quantidade de diuron recuperado foi de 1,25%.

Palavras chaves: pesticidas, lisímetro, solo indeformado, recuperação.

4.2 INTRODUÇÃO

Pesticidas são compostos químicos, geralmente sintéticos, utilizados para controlar organismos indesejáveis na agricultura. No meio ambiente podem ser transportados pelo ar e pelas águas de escoamento superficial e de percolação. Nos solos, os pesticidas podem ser estudados em diferentes níveis; no laboratório com colunas de solo deformadas ou indeformadas ou no campo, com o emprego de lisímetros, seja de sucção ou enterrados em um perfil do solo (Bergström, 1990; Byers et al., 1995; Mallawantantri et al., 1996; Lennartz et al., 2001, El Imache et al., 2009).

Os principais fatores que afetam os processos de mobilidade dos pesticidas no solo são as propriedades físico-químicas (Fernandes, 2004), a adsorção aos colóides do solo (Ciotta et al., 2003), as propriedades físicas, químicas e microbiológicas do solo (Penãherrer-Colina, 2005), o clima, a forma e época de aplicação (Paraíba e Pulino, 2003) e as práticas culturais (Loewy, 2000). Os processos operantes na dinâmica dos pesticidas no solo podem ser resumidos em transferência ou transporte (adsorção – dessorção, volatilização, difusão, arraste, escorregamento, absorção pelas plantas e lixiviação) e transformação ou degradação (química e biológica) (Fernandes, 2004, Weber et al., 2006).

As características do meio que interferem nos processos de transporte são físicas como a textura, porosidade e condutividade hidráulica, que determinam o regime de recarga, o tipo de escoamento subterrâneo, a superfície de contacto, condicionando assim as possíveis interações químicas entre a água circulante e as formações envolventes (Leitão et al., 2004). Os aspectos químicos como tipo de solo, o pH, o potencial de oxidação/redução, a capacidade de troca catiônica (Leitão et al., 2004), condicionam o grau e a extensão das reações com os elementos em solução na água.

A lixiviação é a principal forma de transporte no solo das moléculas voláteis e solúveis em água (Enfield e Yates, 1990). Por muitos anos, a mobilidade dos pesticidas foi identificada como “característica chave” na avaliação do potencial de lixiviação, exigindo o uso de mecanismos como o coeficiente de sorção para ordenar o potencial de mobilidade de pesticida no solo (Fava et al., 2007). Entretanto, mobilidade por si só não constitui bom indicador de lixiviação e de potencial de contaminação de água subterrânea. A combinação mobilidade/persistência é que determina se o composto será degradado durante seu tempo de permanência na zona vadosa do solo (Spadotto, 2001).

A atrazina (2-cloro-4-etilamina-6-isopropilamina-s-triazina) é um herbicida seletivo utilizado no controle pré e pós – emergente de plantas infestantes de diversas culturas agrícolas, nomeadamente milho, sorgo e cana de açúcar (Sanches et al., 2003). A atrazina é uma base fraca, com características polares (Yen et al., 2003). Ela sofre reações de degradação no

meio ambiente formando classe de metabólitos diversos. Estas reações ocorrem em diversos estágios de degradação promovendo a desaminação, desalquilação (Sanches et al., 2003) e descloração. A retenção de atrazina no solo é atribuída e atrelada à matéria orgânica do solo (Weber et al., 2006).

O diuron (3-(3,4-diclorofenil)-1,1-dimetiluréia) é um herbicida sistêmico. Ele é absorvido pela solução do solo, pelo sistema radicular das plantas e rapidamente translocado em caules e folhas pelo sistema transpiratório, que se deslocam principalmente através do xilema (Moncado, 2003). Diuron é relativamente persistente no solo, com meias vidas variando de 1 mês a 1 ano (Field et al., 2003).

O objetivo deste trabalho foi avaliar o transporte dos herbicidas atrazina e diuron no perfil de um Argissolo vermelho-amarelo, empregando lisímetro contendo solo indeformado. O solo é proveniente de uma área de plantio de milho em sistema de cultivo mínimo. No laboratório foi mantido sob condições de repouso, envolvendo a variação temporal, ao longo de aproximadamente 6 meses.

4.3 MATERIAIS E MÉTODOS

A metodologia empregada compreende a montagem de um dispositivo experimental em laboratório, a partir da coleta de amostras indeformadas de solo em uma área agrícola, com cultivo de milho em sistema de plantio mínimo, sem rotação de cultura. No laboratório foi realizada a simulação da precipitação, em termos de quantidade e distribuição espacial, registrada na bacia onde o solo foi coletado. Foram determinadas as concentrações dos nutrientes na água de percolação, em diferentes profundidades.

A área agrícola onde o solo foi obtido localiza-se na bacia experimental e representativa do Ribeirão Concórdia, no município de Lontras – SC. Ela pertence à região do Alto Vale do Itajaí, onde o clima é classificado como Cfa, subtropical constantemente úmido, sem estação seca e com verão quente. A temperatura média máxima varia entre 23,5°C e 26°C e a precipitação anual entre 1320 e 1640 mm (EPAGRI, 1999). Os principais tipos de usos da terra na bacia são: mata nativa (47,61%), pastagem (20,35%) e milho (9,29%) (Pinheiro

et al., 2008). O solo é classificado como Argissolo vermelho-amarelo. As características físicas e de fertilidade do solo são apresentadas nas tabelas 4.1 e 4.2.

Tabela 4.1: Características físicas do solo e a proporção da matéria orgânica e acidez no perfil do solo.

Profundidade	Porosidade	Densidade	Textura do solo			Matéria orgânica	H+Al	pH	
			Areia	Silte	Argila			H ₂ O	KCl
cm	%	(g.cm ⁻³)	%	%	%	% (m/v)	cmol L ⁻¹		
5	56.42	1.13	23	73	3	3.2	3.47	6,40	4.9
10	49.94	1.27	23	74	3	3.2	4.36	5,75	4.6
15	51.33	1.24	17	68	15	2.5	4.36	5,54	4.6
30	51.03	1.28	15	64	21	1.3	3.47	5,24	4.6
60	47.15	1.37	13	55	32	1	2.75	5,99	5

Tabela 4.2: Parâmetros de fertilidade do solo na parcela coletada no campo.

Concentração de P, Ca, Mg, K, Na, Al, avaliação da capacidade de troca de cátions (CTC), saturação de bases e soma de bases no perfil do solo estudado									
Profundidade (cm)	P	Ca	Mg	K	Na	Al	CTC	Soma de bases	Saturação de bases
	mg. kg ⁻¹						cmolc L ⁻¹	(V%)	
5	14.10	400.80	194.44	347.00	4.00	71.95	7.97	4.50	56.47
10	7.20	180.36	85.07	170.00	3.00	215.84	6.41	2.05	31.94
15	3.20	120.24	60.76	39.00	7.00	251.81	5.59	1.23	21.94
30	1.20	160.32	60.76	79.00	43.00	206.85	5.13	1.66	32.38
60	6.40	440.88	109.37	123.00	16.00	152.89	6.22	3.47	55.82

Fonte: (Kaufmann et al., 2009).

Dispositivo experimental

O transporte de pesticidas no perfil do solo foi realizado em um lisímetro constituído de uma coluna de aço com 25 cm de diâmetro e 100 cm de profundidade. O tubo foi cravado no solo, com o auxílio de um equipamento

mecânico, visando à obtenção de uma amostra indeformada. Após a coleta da amostra do solo foram instalados extratores de solução de água, composto por uma cápsula de cerâmica porosa de 12,52 mm ($\frac{1}{2}$ ”) colada em um tubete de vidro de 12,52 mm ($\frac{1}{2}$ ”) com 15 cm de comprimento acoplado ao frasco coletor de 100 mL. As coletas de amostras de água foram realizadas nas profundidades de 5 cm, 10 cm, 15 cm, 30 cm e 60 cm.

Foram utilizados três lisímetros, tendo sido realizados procedimentos iguais em todos. Inicialmente os lisímetros foram saturados com cargas hidráulicas de fluxo ascendente, visando obter as condições de escoamento gravitacional. Após este período, permitiu-se o escoamento da água durante 48 horas para restaurar sua capacidade de campo (Matallo et al., 2003). A partir deste momento foram aplicadas as precipitações registradas na estação pluviométrica localizada na latitude 27°10.7220, longitude 49°31.3188 e altitude de 354 m, localizada na bacia do Ribeirão Concórdia e operada pela Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina S.A. – EPAGRI. A distribuição temporal das precipitações é apresentada na figura 4.1.

No 5º dia foi realizada a aplicação dos pesticidas diuron e atrazina nas concentrações de 2,5 kg e 2,4 kg por hectare de ingrediente ativo, respectivamente. A dosagem usada segue as condições agronômicas proposta pelo fabricante. A aplicação dos ingredientes ativos foi realizada em dois lisímetros, permanecendo o terceiro como testemunho.

Análises Químicas

As coletas de água no perfil do solo foram realizadas nos dias 2, 4, 6, 11, 24, 44, 67, 98, 144 e 161 (Figura 4.1).

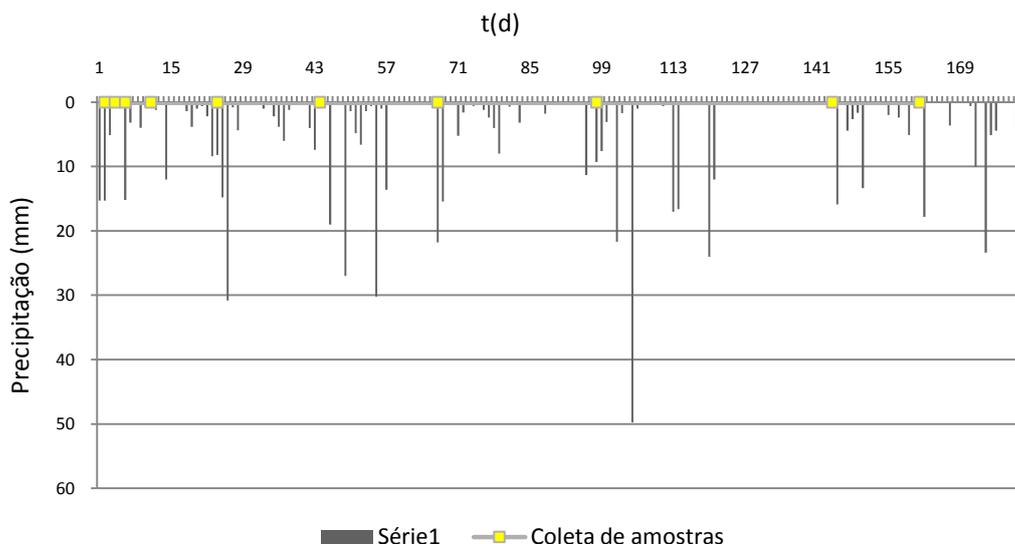


Figura 4.1: Indicação da precipitação, coleta de percolado.

Em cada amostra foi determinada a concentração dos pesticidas diuron e atrazina utilizando um Cromatógrafo Líquido Varian® ProStar 230, com um detector UV-Vis ProStar 310 com um comprimento de onda de trabalho de 280nm. As condições analíticas foram: coluna: C18 (250 x 4,6 mm, filme 5 μ m), Os solventes utilizados: Metanol (A), água acidificada com ácido fosfórico 0,05M (B), acetonitrila (C). O fluxo dos solventes é regulado como segue: no início, 0% de A, 75% de B e 25% de C, sendo mantidos por 20 minutos. No final, a composição dos solventes será avaliada. A pressão máxima é de 400 atm e a mínima de 6 atm. A taxa de fluxo será de 1 mL min⁻¹ e o volume injetado de 20 μ L.

4.4 RESULTADOS

Nos lisímetros foram aplicados 31,95 L de água correspondentes a 650,85 mm de chuva, registradas na estação pluviométrica instalada na bacia experimental e representativa do Ribeirão Concórdia. O volume médio coletado foi de $23,19 \pm 1,60$ L, correspondendo a $72,57 \pm 8,40$ % do total aplicado. Os comportamentos hidrodinâmicos nos três lisímetros não foram uniformes. No lisímetro 1, o volume escoado na camada 30 a 60 cm foi superior aos demais, indicando a possibilidade de ocorrência de caminhos preferenciais. Este

comportamento não foi evidenciado no lisímetro 3. Por outro lado verificou-se que a camada 15 – 30 cm do lisímetro 2 geraram menor escoamento que as camadas adjacentes.

Tabela 4.4: Balanço hídrico dos três lisímetros no perfil estudado.

Volume irrigado (L)	Profundidade (cm)	Volume coletado (L)	Percolado (%)
31,948	5	1,956 ± 0,147	5,654 ± 1,759
	10	2,935 ± 0,247	8,264 ± 3,049
	15	5,544 ± 0,447	16,847 ± 3,740
	30	4,259 ± 0,248	14,673 ± 3,704
	60	8,502 ± 0,546	27,136 ± 3,373
	Total	23,195 ± 1,597	72,574 ± 8,395

Na tabela 4.4 são apresentadas as concentrações médias dos pesticidas diuron e atrazina no perfil do solo ao longo do tempo. A aplicação dos pesticidas foi realizada logo após a coleta do 4º dia em dois lisímetros, permanecendo um como testemunho. Deste modo, as concentrações dos pesticidas nas amostras de águas coletadas nas diferentes profundidades dos lisímetros serão discutidas em termos de valores médios.

As concentrações médias máximas de diuron ($391,8 \mu\text{g L}^{-1}$) e de atrazina ($1029,5 \mu\text{g L}^{-1}$) ocorreram na primeira amostragem, na profundidade de 5 cm. A precipitação aplicada foi de 15 mm. Nesta data, os pesticidas se movimentaram até a profundidade de 30 cm, com concentração da ordem de 2,6% do valor da camada superficial. Na seqüência, observa-se que existe movimento dos ingredientes ativos na vertical do lisímetro, provocando redução das concentrações da camada superior e aumento nas camadas inferiores. Na profundidade de 10 cm, a concentração máxima do diuron foi determinada no segundo dia, enquanto que a atrazina ocorreu no sétimo dia após a aplicação. Guzzella et al. (2006) mostra em seu estudo que a concentração de diuron na camada superficial (0-10 cm) foi reduzida para 50% de sua concentração inicial, no fim do experimento.

Os pesticidas atingiram a profundidade de 60 cm no 7º dia, tanto para a atrazina como para o diuron. A precipitação aplicada nos primeiros sete dias foi de 54 mm. Os pesticidas permaneceram no solo por um período da ordem de 100 dias.

A figura 4.2 apresenta a distribuição temporal da massa de ingredientes ativos recuperados nos lisímetros. A massa é função da quantidade de água percolada em cada nível. Ela foi determinada pelo produto entre o volume e a concentração. O volume considera o intervalo de tempo $t_{1/2}$ e $t_{1/2}$. A distribuição temporal foi diferenciada para ambas as moléculas. Aproximadamente 78% da massa de atrazina foram recuperadas nos primeiros 20 dias após a sua aplicação. A quantidade de diuron, no sétimo dia após a aplicação, foi de cerca de 4%. Nas demais coletas as quantidades recuperadas variaram entre 15 e 28%.

Tabela 4.4: Concentração de atrazina e diuron no perfil do solo em função do tempo.

		Intervalo (dias)									
Pesticida	Profundidade	2	4	6	11	24	44	67	98	144	161
	(cm)	Concentração ($\mu\text{g L}^{-1}$)									
Atrazina	5	0,0	0,0	1029,6	311,7	127,5	9,9	16,9	2,9	0,0	0,0
	10	0,0	0,0	167,8	548,0	31,3	11,3	4,0	0,0	0,0	0,0
	15	0,0	0,0	47,9	117,4	43,6	13,8	0,4	0,0	0,0	0,0
	30	0,0	0,0	26,3	15,1	0,0	3,4	4,0	2,6	2,0	0,0
	60	0,0	0,0	0,0	21,6	29,7	14,8	14,6	15,8	0,0	0,0
Diuron	5	0,0	0,0	391,8	47,4	8,2	18,7	9,8	0,7	0,0	0,0
	10	0,0	0,0	55,3	5,3	10,2	19,5	2,5	0,6	0,0	0,0
	15	0,0	0,0	13,8	2,4	6,8	6,2	0,5	0,9	0,0	0,0
	30	0,0	0,0	1,1	0,5	0,0	3,6	3,2	2,5	0,0	0,0
	60	0,0	0,0	0,0	12,9	16,4	3,6	7,4	10,6	0,0	0,0

A tabela 4.5 apresenta os percentuais de ingredientes ativos recuperados em cada profundidade. Nota-se que eles são diferentes aos dois produtos. Na profundidade de 30 cm, os valores foram baixos. Nesta

profundidade, pode-se supor que as moléculas de ambos os pesticidas foram mais adsorvidos, dificultando o seu transporte em solução.

Tabela 4.5: Quantidade de ingrediente ativo com respectiva porcentagem, recuperada no perfil de solo, nos lisímetros de laboratório.

Relação da retenção de atrazina e diuron				
Profundidade (cm)	μg de atrazina	%	μg de diuron	%
5	169.49	34.3	48.89	30.55
10	112.22	22.71	31.2	19.49
15	99.83	20.2	19.01	11.88
30	15.72	3.18	7.02	4.39
60	96.85	19.6	53.86	33.66
Total	494.12		160.01	

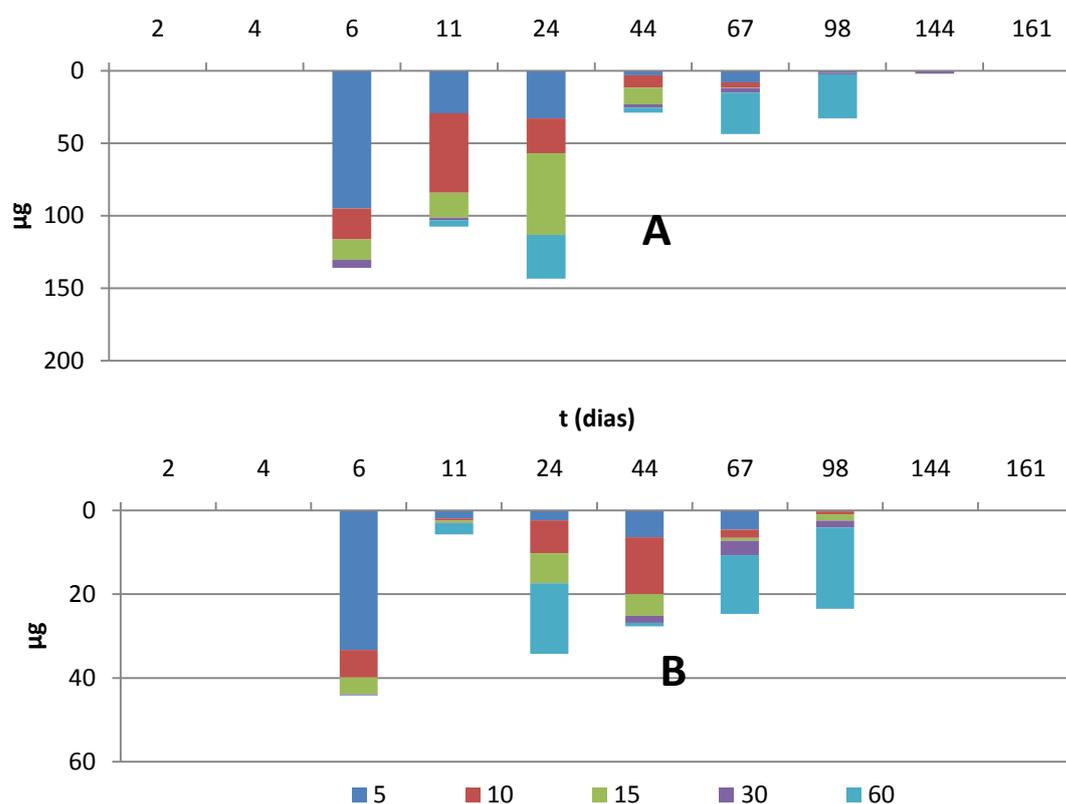


Figura 4.2: Distribuição temporal da carga de ingredientes ativos recuperados nos lisímetros em profundidade: A) atrazina e B) diuron.

4.5 DISCUSSÃO

O movimento do herbicida depende basicamente das interações entre sua estrutura molecular e as características do solo como textura, estrutura, matéria orgânica, pH, CTC, densidade, porosidade (Weber et al., 2006; Guzzella et al., 2006; Campos, 2006; Ciotta, 2003), do seu uso (Barreto et al., 2006) e da comunidade biológica ali existente.

As propriedades físico-químicas das moléculas como, por exemplo, a hidrofobicidade, potencial de acidez e de base, etc., e os atributos físicos, químicos e biológicos do solo, destacando-se a estrutura, classe textural, mineralogia, conteúdo de matéria orgânica, pH, CTC (capacidade de troca de cátions), atividade e biomassa microbiana etc., refletem diretamente na movimentação nas moléculas do perfil do solo (Fernandes, 2004; Lavorenti et al., 2003; Penãherrerera-Colina, 2005; Bouchard et al., 1989).

A textura do solo e a ampla e descontínua porosidade do solo podem criar fendas e canais na terra, criando um fluxo preferencial com rapidez na difusão e no movimento dos pesticidas até a zona insaturada (Guzzella et al., 2006). É neste espaço que os processos de degradação bióticos podem degradar completamente os herbicidas (Weber et al., 2006; Prata, 2002; Hornsby, 1996) e alterar a dinâmica dos nutrientes (Ferri, 2003). Os macroporos do solo e os caminhos preferenciais são os maiores responsáveis pela lixiviação das moléculas de diuron em profundidade no solo segundo Jarvis (2007).

O pH do solo influencia na taxa de degradação dos herbicidas. As moléculas da atrazina têm comportamento catiônico, podendo-se ligar com os cátions inorgânicos que saturam as argilas e a matéria orgânica, retendo-as pela força eletrostática. A atrazina particularmente, se protona com baixo pH, degradando-se rapidamente. Na camada de 15-30 cm a solução de água no solo possui um pH 5,24, que reflete em uma concentração de atrazina muito baixa no mesmo nível (Tabela 4.4). Além da atrazina o diuron também apresenta os menores valores nestes níveis.

O pH da solução do solo determina a carga superficial dos componentes com carga variada, como a argila e a matéria orgânica,

promovendo a ionização dos pesticida (Li et al., 2001; Fernandes, 2004; Mohan et al., 2007). A atrazina desta forma é adsorvida nas superfícies da argila e da matéria orgânica. Kleinschmitt et al., (2006) argumenta que a sorção da atrazina no solo é significativa (em torno de 35%), independentemente do teor de matéria carbônica e da mineralogia, no entanto, Archangelo et al., (2005) argumenta que a dessorção é dependente do teor de carbono no solo e do tipo de solo e que quanto maior a quantidade de carbono menor é a dessorção. Em profundidade a presença de material orgânico é decrescente e a argila é crescente (Tabela 4.1) e assim tende-se a diminuir a presença de atrazina devido ao potencial eletrostático capaz de atrair e reter as moléculas dos pesticidas (Weber et al., 2006; Mohan et al., 2007).

A adsorção da atrazina e do diuron é bastante lenta, no entanto, uma vez adsorvido, a mobilidade de atrazina e diuron é altamente influenciada pelo solo nos processos de dessorção (Fava et al., 2007; Mohan, 2006; Fernandes, 2004; Prata, 2002).

A degradação da atrazina pode formar vários metabólitos e dentre eles DEA (desethiatrazina) é o mais abundante e móvel dos metabólitos, enquanto o HYA (hidroxiatrazina) parece ser o mais persistente metabólito é também o menos móvel. Atrazina é transformada para hidroxiatrazine por hidrólise, mas a reação é muito lenta em água estéril. A transformação é mais rápida em solos, onde hidrólise é acelerada por grupos ácido componentes da matéria orgânica, favorecendo a adsorção da atrazina (APVMA, 2004). Por sua vez o diuron ao ser degradado no solo produz metabólitos como DCPMU (N-(3,4-dichlorophenyl)-N-methylurea), DCPU (3,4-dichlorophenylurea) e a DCA (dichloroaniline) (Prichard et al, 2005).

A atrazina foi encontrada 7 dias após a aplicação a uma profundidade de 60 cm com uma concentração de $47,4 \mu\text{g L}^{-1}$ e o diuron com $12,9 \mu\text{g L}^{-1}$ (Tabela 4.4). Na Austrália o APVMA (2005) encontrou atrazina com $34 \mu\text{g L}^{-1}$ nos lixiviados a 80 cm cerca de 9 dias após a aplicação no solo de 5 kg/ha de ingrediente ativo.

Segundo Wauchope (1978) normalmente a perda dos pesticidas no escoamento superficial é de 1 a 2% da massa do produto aplicado e algumas vezes as perdas chegam a 4%. Considerando que a principal parte do fluxo de

massa no solo ocorre durante a primeira chuva, após a aplicação dos pesticidas, a perda por meio da lixiviação durante uma chuva pode ser assumida como sendo comparável à perda por escoamento superficial (Flury, 1996).

Avaliando a quantidade dos pesticidas recuperados, a atrazina (3,66%) tem maior quantidade de ingrediente ativo recuperado comparado ao diuron (1,25%), permitindo concluir que a atrazina fica mais tempo livre no solo para ser lixiviada.

Cerdeira et al., (2005) descreve que a lixiviação da atrazina chega a 4,4% a profundidades superiores a 0,5 m após 90 mm de infiltração cumulativa. De acordo com APVMA, (2005) enquanto atrazina e metabólitos são, em grande parte retida na coluna do solo, quantidades significativas (na ordem dos 5% do aplicado) são recuperadas junto aos lixiviados. A presença de atrazina no solo depende da longevidade que a molécula possui relacionado a características químicas do solo (Weber et al., 2006) e das práticas agrícolas adotadas (Siczek et al., 2008). A atrazina apresenta potencial de lixiviação no solo, independente do sistema de manejo (Montoya et al., 2006).

A retenção de atrazina nos primeiros 10 cm de solo foi de 57% e do diuron de 50% (Figura 4.5). Guzzella et al., 2006 também obteve resultado semelhante para o diuron. As características do solo na camada de 15-30 cm possuem uma diferença físico-química visível em relação aos outros níveis (Tabela 4.1 e Tabela 4.2). Estas diferenças parecem que refletem no comportamento dos pesticidas no solo, tanto que no transporte total de massa atrazina (3,18%) e diuron (4.39%) possuem os menores valores de exportação (Figura 4.5).

Segundo Peñaherrera-Colina et al, (2005) a mobilidade de diuron não depende da matéria orgânica do solo e seu transporte depende das características intrínsecas, sendo que o teor de matéria orgânica não afeta a quantidade de diuron lixiviada (Thevenot et al, 2007) e os colóides seriam os responsáveis pela retenção (Goody et al, 2002; Hang e Nassetta, 2003; Prata, 2002).

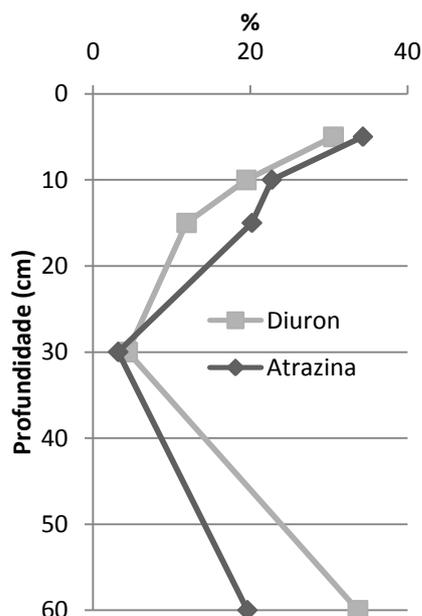


Figura 4.3: Retenção de atrazina e diuron no perfil do Argissolo.

Considerando a profundidade de 60 cm, percebemos que existe a presença de pesticida, com valores $29,7 \mu\text{g L}^{-1}$ de atrazina e de $16,4 \mu\text{g L}^{-1}$ para o diuron no 20º dia após a aplicação. Estas concentrações mostram que os pesticidas podem-se apresentar como potenciais de risco de contaminação de águas profundas. Cerdeira et al, (2005) argumenta que a atrazina e o diuron podem ultrapassar 1m de profundidade enquanto Gooddy et al, (2002) argumenta que dificilmente ela ultrapassa os primeiros centímetros.

4.6 CONCLUSÕES

Nos ensaios realizados nos três lisímetros empregados verificou-se que os comportamentos hidrodinâmicos não foram uniformes. A primeira amostragem após a aplicação dos herbicidas mostrou que as concentrações médias máximas de diuron e de atrazina na profundidade de 5 cm foram de $391,8 \mu\text{g L}^{-1}$ e $1029,5 \mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente. Nesta primeira amostragem, os pesticidas se movimentaram até a profundidade de 30 cm. Os pesticidas permaneceram no solo por um período da ordem de 100 dias. Aproximadamente 78% da carga total de atrazina foi recuperada nos primeiros 20 dias após a sua aplicação. Observou-se que na profundidade de 30 cm, os

valores foram baixos. Nesta profundidade, pode-se supor que as moléculas de ambos os pesticidas foram mais adsorvidos, dificultando o seu transporte em solução. O pH do solo reflete uma maior diferença na recuperação dos herbicidas em estudo. Na camada de 15-30 cm a solução de água no solo possui pH 5,24 que reflete em uma concentração de atrazina, mais polar, muito baixa no mesmo nível. Avaliando a quantidade dos pesticidas recuperados, a atrazina (3,66%) tem maior quantidade de ingrediente ativo recuperado comparado ao diuron (1,25%), permitindo concluir que a atrazina fica mais tempo livre no solo para ser lixiviada. Considerando a profundidade de 60 cm, percebemos que existe a presença de pesticida, com valores $29,7 \mu\text{g L}^{-1}$ de atrazina e de $16,4 \mu\text{g L}^{-1}$ para o diuron no 20º dia após a aplicação. Estas concentrações mostram que os pesticidas podem apresentar potenciais de risco de contaminação de águas profundas.

4.7 REFERÊNCIAS

Archangelo, E.R.; Prates, H.T.; Ferreira, F.A.; Karam, D.; Ferreira, L.R.; Cardoso, A.A., 2005. Sorção, dessorção e potencial de lixiviação de atrazina em solos brasileiros. *Revista Brasileira de Milho e Sorgo*, v. 4, n. 1, p. 14-27.

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

Bergstrom, L., 1990. Use of lysimeters to estimate leaching of pesticides in agricultural soils. *Environ. Pollut.*, v. 67, p. 325–347.

Bouchard, D.C.; Enfield, C.G. & Piwoni, M.D., 1989. Transport processes involving organic chemicals, In: Sawhney, B. L. & Brown, B.L., ed. *Reactions and movement of organic chemicals in soils*. Madison, Soil Science Society of America, p. 349-372.

Byers, M.E., Tyess, D.; Antonious, G.F.; Hilborn, D. and Jarret, L., 1995. Monitoring herbicide leaching in sustainable vegetable culture using tension lysimeters. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, v. 54, p. 848–854.

Campos, B.N.C., 2006. 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, 188 p.

Cerdeira A.L. et al., 2005. Efeito de sistemas de cultivo com cana-de-açúcar sobre a lixiviação dos herbicidas do grupo das triazinas em região de recarga do Aquífero Guarani. Embrapa Meio Ambiente, – (Embrapa Meio Ambiente. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento n. 32), p. 1- 25.

Ciotta, M.N.; Bayer, C. Fontoura, S.M.V.P.; Ernani, R.; Albuquerque, J.A., 2003. Matéria orgânica e aumento da capacidade de troca de cátions em solo com argila de atividade baixa sob plantio direto. *Ciência Rural*, Santa Maria, v. 33, n. 6, p. 161-1164.

El Imache, A.; Dahchour, A.; Elamrani, B.; Dousset, S.; Pozzoni, F.; Guzzella, L., 2009. Leaching of Diuron, Linuron and their main metabolites in undisturbed field lysimeters. *Journal of Environmental Science and Health Part B-Pesticides Food Contaminants and Agricultural Wastes*, v. 44, n. 1, p. 31-37.

Enfield, C.G. and Yates. S.R., 1990. Organic chemical transport to groundwater. In: Cheng, H.H., ed., *Pesticides in the soil environmental: Processes, impacts, and modeling*. 2 ed. Madison, Soil Science Society of America, p. 271 – 302.

EPAGRI – Empresa de Pesquisa Agropecuária e de Extensão Rural de Santa Catarina, 1999. Zoneamento agroecológico e socioeconômico do Estado de Santa Catarina, 1010 p.

Fava, L.; Orrù, M.A.; Scardala, S.; Funari, E., 2007. Leaching potential of carbamates and their metabolites and comparison with triazines Istituto Superiore di Sanità, Dipartimento Ambiente e Connessa Prevenzione Primaria, Viale Regina Elena 299, 00161 Rome, Italy. *Microchemical Journal*, v. 86, p. 204–208.

Fernandes, C.M., 2004. Comportamiento de plaguicidas en suelos de Andalucía occidental y Bajo Alentejo: Efects de la adición de enmiendas organics. Tese Doctoral, Universidade de Sevilla – Espanha.

Ferri, M. W.; Vidal, R. A.; Fleck, N.; Cassol, E. A.; Gomes, P. A., 2003. Lixiviação do herbicida acetoclor em solo submetido à semeadura direta e ao

preparo convencional. *Pesticida: Revista Ecotoxicologia e Meio Ambiente*, Curitiba, v. 13, p. 147-156.

Field, J.A.; Reed, R.L.; Sawyer, T.E.; Griffith, S.M. & Wigington, P., 2003. Diuron occurrence and distribution in soil and surface and ground water associated with grass seed production. *Journal of Environmental Quality*, v. 32, p. 171–179.

Flury, M., 1996. Experimental evidence of transport of pesticides through field soils: a review. *Journal of Environmental Quality*, v. 22, p. 25–45.

Goody, D.C.; Chilton, P.J.; Harrison, I., 2002. A field study to assess the degradation and transport of Diuron and its metabolites in a calcareous soil. *Sci. Total Environ.*, v. 29, n. 1-3, p. 67-83.

Guzzella, L.; Capri, E.; Corcia, A.D.; Caracciolo B.; and Giuliano G., 2006. Fate of diuron and linuron in a field lysimeter experiment. *J. Environ. Qual.*, v. 35, n. 1, p. 312-323.

Hang, S.; Nassetta, M., 2003. Evolución de la degradación de atrazina en dos perfiles de suelo de la provincia de Córdoba. INTA, Argentina, p. 57-69.

Hornsby, A.G.; Wauchope, R.D.; Herner, A.E., 1996. *Pesticide properties in the environment*. New York: Springer-Verlag, 227 p.

Jarvis N.J., 2007. A Review of non-equilibrium water flow and solute transport in soil macropores: principles, controlling factors and consequences for water quality. *European Journal of Soil Science*, v. 58, n. 3, p. 523-546.

Kaufmann, V.; Silva, M.R.; Pinheiro, A.; Faht, G.; Ágüida, L.M., 2009. Lixiviação de carbono no perfil de um Argissolo. (em submissão).

Kleinschmitt, A.R.B.; Dick, D.P.; Selbach, P.A.; Santos, M., 2006. Dessorção do herbicida atrazina e atividade microbiana em duas classes de solos do Estado do Rio Grande do Sul. *Ciência Rural*, v. 36, n. 6, p. 1794-1798.

Lavorenti, A.; Rocha, A.A.; Prata, F.; Regitano, J.B.; Tornisielo, V.L.; Pinto, O.B., 2003. Comportamento do diclosulam em amostras de um Latossolo Vermelho distroférico sob plantio direto e convencional. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 27, p. 183-190.

Leitão, T.E.; Barbosa, A.E.; Ikävalko, V.; Menezes, T. e Zakharova, T., 2004. Avaliação e Gestão Ambiental das Águas de Escorrência de Estradas.

3.º Relatório. Estudo em desenvolvimento para o INAG. Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Lisboa, p. 1-76.

Lennartz, B., Simic, E. and Destouni, G., 2001. Field-scale variability of herbicide transport. In A. Walker (ed.) Pesticide behaviour in soils and water. Proc. Int. Conf., Brighton, UK. 13–15 Nov. 2001. British Crop Protection Soc., Bracknell, UK, p. 165–170.

Li, H.; Lee, L.S.; Fabrege, J.R.; Jatvert, C.T., 2001. Role of pH in partitioning and cation Exchange of aromatic amine on water-saturated soils. *Chemosphere* v. 44, n. 4, p. 627-635.

Loewy, R. M., 2000. Plaguecidas em águas subterrâneas del Alto Valle de Rio Negro y Neuquen. Facultad de Ingenieria Universidad Nacional Del Comahue (Tese de Doutorado), Argentina.

Mallawantatri, A.P., Mc Conkey, B.G. and Mulla, D.J., 1996. Characterization of pesticide sorption and degradation in macropore linings and soil horizons in Thatuna silt loam. *J. Environ. Qual.*, v. 25, p. 992–999.

Matallo, M. B.; Luchini, L. C.; Gomes, M. A. F.; Spadotto, C. A.; Cerdeira, A. L.; Marin, G. C., 2003. Lixiviação dos herbicidas tebutiuron e diuron em colunas de solo. *Pesticida: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente*, v. 13, p. 83-90.

Mohan, S. V., Krishna, R. M., Muralikrishna, P., Shailaja, S., Sarma, P.N., 2007. Solid phase bioremediation of pendimethalin in contaminated soil and evaluation of leaching potential. *Bioresource Technology*, v. 98, n. 15, p. 2905–2910.

Moncada, A., 2003. Environmental fate of indoxacarb. California Department of Pesticide Regulation, p. 1-8.

Montoya, J.C.; Costa, J.L.; Liedl, R.; Bedmar, F; Daniel, P., 2006. Effects of soil type and tillage practice on atrazine transport through intact soil cores. *Geoderma*, v. 137, p. 161–173.

Paraíba, L.C. e Pulino, P., 2003. Simulação numérica da dispersão-advectção de pesticida no solo sob efeito da temperatura. *Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente*, v. 14, n. 3, p. 323-337.

Peñaherrera-Colina, L.A.; Souza, I.F.; Guilherme, R.G.; Filho, J.B.S., 2005. Biological persistence of ametryn, diuron, and oxyfluorfen in soil. *Ciênc. agrotec. Lavras*, v. 29, n. 5, p. 980-987.

Pinheiro, A.; Bertoldi, J. ; Kaufmann, V. ; Vibrans, A. C. Distribuição do uso do solo na zona ripária de bacias agrícolas de pequeno a médio porte. *Revista Árvore*, submetido, 2008.

Prata, F., 2002. Comportamento do glifosato no solo e deslocamento miscível de atrazine. Tese de Doutorado, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz - ESALQ, Piracicaba.

Prichard, T.; Troiano, J.; Marade, J.; Guo, F.; Canevari, M., 2005. Movement of diuron and hexazinone in clay soil and infiltrated pond water. *J. Environ. Qual.*, v. 34, n. 6, p. 2005 – 2017.

Sanches, S.M.; Silva, C.H.P.; Campos, S.X.; Vieira, E.M., 2003. Pesticida e seus respectivos riscos associados à contaminação da água. *Pesticida: Revista Ecotoxicologia e Meio Ambiente*, Curitiba, v. 13, p. 53-58.

Siczek, A.; Kotowska, U.; Lipiec, J.; Nosalewicz, A., 2008. Macroporosity and leaching of atrazine in tilled and orchard loamy soils. *Chemosphere* v. 70, p. 1973–1978.

Spadotto, C.A.; Gomes, M.A.F.; Filizola, H.F., 2001. Avaliação do potencial de lixiviação de pesticidas em latossolos da região de Guaíra-SP. *Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente*, v. 11, p. 127-136.

APVMA., 2005. Australian Pesticides & Veterinary Medicines Authority. The reconsideration of approvals of the active constituent atrazine, registrations of products containing atrazine, and their associated labels. Second draft final review report, 2004, p. 1-121.

Thevenot, M.; Dousset, S.; Rousseaux, S.; Andreux, F., 2008. Influence of organic amendments on diuron leaching through an acidic and a calcareous vineyard soil using undisturbed lysimeters. *Environmental Pollution*, v. 153, n. 1, p. 148-156.

Wauchope, R.D., 1978. The pesticide content of surface water draining from agricultural fields – a review. *Journal of Environmental Quality*, v. 7, p. 459-472.

Weber, J.B., Taylor, K.A. and Wilkerson, G.G., 2006. Soil and herbicide properties influenced mobility of atrazine, metolachlor, and primisulfuron-methyl in field lysimeters. *Agronomy Journal*, v. 98, n. 1, p. 8-18.

Yen, J.H.; Sheu, W.S.; Wang, Y.S., 2003. Dissipation of the herbicide oxifluorfen in subtropical soils and its potential to contaminate groundwater. *Journal of Ecotoxicology and Environmental Safety*, New York, v. 54, n. 2, p. 151-156.

5. CAPÍTULO V - DINÂMICA DE NUTRIENTES EM SOLO ARGISSOLO SOB CONDIÇÃO DE POUSSIO E DE REVOLVIMENTO EM LISÍMETRO DE CAMPO

5.1 RESUMO

A dinâmica dos íons nitrogênio, fósforo e carbono orgânico total foram estudadas em um Argissolo vermelho amarelo, utilizando um lisímetro de campo com solo não deformado, instalado na bacia do Ribeirão Concórdia, Lontras – SC. Para o desenvolvimento do estudo foram realizadas fertilizações com adubo mineral, na formulação N:P:K 5-20-20, na dose de 350 kg ha⁻¹, no 32º dia e no 153º dias após o início das coletas de águas. Foram coletadas ainda amostras de solo no perfil, determinando granulometria, massa específica e porosidade do solo e os parâmetros de fertilidade. Observa-se que a massa específica e os teores de argila e porosidade aumentam com a profundidade. O revolvimento do solo provocou diminuição do volume de água escoado superficialmente e aumentou o volume percolado. A evapotranspiração sofreu uma diminuição de 44,88%. O íon nitrato apareceu com concentrações médias mais elevadas no segundo período (6,48 mg L⁻¹). No primeiro período, a sua concentração foi de (4,71 mg L⁻¹). O íon nitrito apresenta comportamento similar ao íon nitrato tanto superficialmente como em profundidade. No período de pousio o nitrito apresentou concentração maior na água superficial. Comportamento inverso foi observado com o íon fosfato. A presença de carbono inorgânico (IC) e carbono orgânico total (TOC) diminuem ao longo do período do experimento. O TOC e IC diminuíram suas perdas após o revolvimento. No segundo período os íons foram disponibilizados em menor concentração no soluto percolado.

Palavras Chave: Lisímetro, Carbono Orgânico, Carbono Inorgânico, Solo pousio.

5.2 INTRODUÇÃO

A presença de nitrito, nitrato e fosfato no líquido intersticial do solo é resultado das reações que lá ocorrem, promovendo a disponibilização destes elementos à comunidade biológica. O uso e a ocupação do solo influenciam diretamente tal disponibilidade (Piovesan, 2006). Os nutrientes deslocam-se na solução do solo nas direções vertical e horizontal, podendo comprometer os usos das águas superficiais e/ou subterrâneas.

O movimento dos nutrientes no solo pode ser influenciado pela estrutura e composição do solo e pelas práticas agrícolas adotadas. Entre os atributos físicos tem-se a porosidade, textura, estrutura, profundidade do perfil, plasticidade, e granulometria e os atributos químicos são representados pela capacidade de retenção de íons, o pH (Silva, 2005; Guarçoni e Mendonça, 2003), capacidade de troca de cátions (CTC), capacidade de troca de ânions (CTA), soma de bases, saturação por bases, presença dos minerais, entre outros (Pédrot et al., 2008). As interações das características físicas e químicas do solo permitem que reações sejam aceleradas e/ou retardadas (Piguet et al., 2008, Silva e Silveira, 2002).

O fósforo encontra-se no solo como componente da matéria orgânica e de argilas cristalinas e amorfas (Pédrot et al., 2008), adsorvido na matriz do solo (colóides), precipitados (Gabet e Sternberg, 2008) e em solução. Os íons fosfato são absorvidos pelas plantas e organismos do solo (Maia e Cantarutti, 2005), e transportados em solução pelo escoamento superficial (Sharpley e Halvorson, 1994, Zhou, et al., 2005; Bertol et al., 2005). Em solos ácidos, o fósforo encontra-se precipitado com ferro, alumínio e magnésio, ou adsorvido a minerais argilosos e óxidos e hidróxidos de ferro, alumínio e magnésio (Santos et al., 2008; Caiado, 2005; Bedin, et al., 2003; Pellegrini, 2005; Alleoni, 2003; Novais et al., 1991).

A dinâmica do nitrogênio é difícil de ser prevista no solo (Maia e Cantarutti, 2005) devido da influência das cargas negativas sobre os íons nitrogênio. Desta forma, o nitrato permanece na solução do solo, o que favorece sua lixiviação no perfil para profundidades inexploradas pelas raízes apresentando, por isso, grande potencial de lixiviação (Costa et al., 1999).

Herrmann, Pust e Pott (2005) observaram que a percolação de nitrito e nitrato não depende apenas da quantidade aplicada, mas também da umidade do solo e da precipitação.

A presença de carbono no solo influencia a fertilidade do solo, a capacidade de retenção de água no solo e vários outros mecanismos. Do ponto de vista global, tomam parte na mitigação dos níveis atmosféricos de gases do efeito estufa (Bhattacharyya et al., 2008). Reações envolvendo carbono inorgânico no solo podem contribuir para a quantidade total de carbono assimilado. Solos são sempre sistemas abertos com relação ao carbono inorgânico (Entry e Shewmaker, 2004).

Em sistemas de cultivos onde se objetiva retirar toda vegetação existente na superfície e revolvimento do solo, chamado de sistema convencional de cultivo, a tendência é perder nitrogênio através da lixiviação (Waddell e Weil, 2006) e o transporte associado ao escoamento superficial (Cassol et al., 2002) e ou adsorvido no material particulado e sedimentar (Zhou, et al, 2005) ou argila coloidal (Angelotti Netto et al, 2007). As diferentes práticas de manejo do solo influenciam a taxa de ciclagem e os teores de carbono orgânico e de nitrogênio (Cambardella e Elliot, 1994).

O objetivo deste trabalho foi estudar a dinâmica dos íons nitrogênio, fósforo e carbono orgânico total no perfil de um Argissolo vermelho-amarelo, em lisímetro com solo não deformado instalado a campo.

5.3 METODOLOGIA

A metodologia compreende o monitoramento de um dispositivo experimental para controle do transporte de nutrientes em área agrícola, onde foi empregado o cultivo mínimo de milho e a coleta e análises de água de escoamento superficial e subsuperficial.

Lisímetro

O transporte de nutrientes no perfil do solo foi monitorado em lisímetro de campo, constituído de 1m^3 de volume com uma base de 1m^2 , com material

acrílico de 8 mm de espessura. O solo do lisímetro foi mantido indeformado, de modo a preservar as suas características originais. A confecção do lisímetro foi realizada com o uso de duas caixas de acrílico, a primeira vazada, que foi utilizada na coleta da amostra do solo e a segunda para a confecção da base do lisímetro. A instalação consistiu em duas etapas: coleta da amostra de solo indeformada (1m^3) e a montagem do lisímetro. A primeira etapa foi efetuada manualmente. Para sua realização foi adaptado um quadro de ferro na parte inferior da caixa vazada, sendo em seguida posicionado no local de coleta e na parte superior, foi colocado um peso para auxiliar na penetração da caixa vazada no solo. Ainda, para facilitar a penetração, foi aberta trincheira lateral na área amostrada. Uma vez atingido a profundidade de 1 m, cortou-se a amostra usando um cabo de aço.

Após a coleta da amostra, foi realizada a montagem do lisímetro. Ergueu-se a amostra de solo dentro da caixa vazada, unindo-se com a caixa da base, preenchida com brita envolta em uma manta sintética.

Foram executados três furos de 30 mm de diâmetro no lisímetro, localizados próximo a superfície do solo e um no fundo, para instalação das tubulações de coleta do escoamento superficial (LR) e da drenagem profunda (LP). Foram utilizados tubos de PVC de 25 mm de diâmetro. As águas do escoamento superficial e de drenagem profunda foram armazenadas em galões de polietileno, com capacidade de 50 L. Após os eventos pluviosos foram determinados os volumes escoados e retiradas amostras de 100 mL para determinação das concentrações de nutrientes e de carbono total.

Área de Amostragem

O lisímetro foi instalado na bacia do ribeirão Concórdia, localizada no município de Lontras – Santa Catarina. Ela está inserida na rede de pesquisa em bacias representativas e experimentais do bioma da mata atlântica, na região sul do Brasil e, 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. A região climática

onde está inserida a microbacia, de acordo com a classificação de Thornthwaite, é definida como sendo clima Mesotérmico Úmido do tipo B3 B'3 ra', sem estação seca definida e com precipitações anuais entre 1600 a 1800 mm (EPAGRI, 1999). Os principais usos na bacia são mata nativa (47,61%), pastagem (20,35%) e milho (9,29%) (Pinheiro et al, 2008). O solo foi extraído de uma parcela com cultivo convencional, em Argissolo Vermelho-Amarelo, que se encontrava em pousio. O solo foi deixado sem cultivo.

Foram realizadas fertilizações do solo com adubo mineral, na formulação N:P:K 5-20-20, na dose de 350 kg ha⁻¹, no 32º dia e no 153º dia após o início das coletas de águas escoadas. No 102º dia foi realizado um revolvimento da camada superficial do solo, em uma espessura de 15 cm com auxílio de uma pá de corte.

Na parcela de montagem do lisímetro, foram coletadas amostras de solo para determinação das características físicas e de fertilidade. Foram determinadas a granulometria, massa específica e porosidade do solo. Os parâmetros de fertilidade foram: pH, índice SMP, fósforo, potássio, matéria orgânica, alumínio, cálcio, magnésio, sódio, H+Al, soma bases-S, CTC, saturação por bases.

As concentrações relativas à fertilidade do solo foram realizadas pela Companhia Integrada de Desenvolvimento Agrícola de Santa Catarina - CIDASC, que emprega o método da EMATER/PR (Oleynik et al., 2004).

Para o ensaio de granulometria foi coletado aproximadamente 200 gramas de solo e acondicionadas em embalagens plásticas de 3 litros. As amostras com estruturas indeformadas para o ensaio da massa específica do solo foram retiradas com anel volumétrico de 5,0 cm de diâmetro e altura da ordem de 5,0 cm. Os métodos de ensaios empregados para a granulometria envolveu o peneiramento e o ensaio da sedimentação (ABNT, 1984). Para a massa específica aparente, verificou-se a relação entre peso e o volume da amostra. Na determinação da porosidade, verificou-se a relação entre a massa específica relativa da partícula e a massa específica aparente (Claessen, 1997).

Determinação das concentrações de nutrientes

Nas amostras de água foram determinadas as concentrações dos nutrientes, nitrato (N-NO_3^-), nitrito (N-NO_2^-), fosfato (P-PO_4^{3-}) e carbono total. Para determinação das concentrações dos nutrientes foi utilizado um Cromatógrafo de íons marca *DIONEX AG4A*, equipado com uma coluna de separação aniônica, um supressor e um detector de condutividade. As condições de injeção da amostra, temperatura, vazão de gás entre outras foram: Injeção da amostra: $10\mu\text{L}$; Temperatura: 30°C ; Taxa de fluxo: $1,2\text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$; Eluente: Na_2CO_3 $4,5\text{mM}$ / NaHCO_3 $1,4\text{mM}$; Detecção: condutividade; Supressor: aniônico auto regenerante; Solução estoque: NaHCO_3 100mM ; Corrente aplicada: 31 mA . As curvas de calibração foram realizadas com padrões obtidos junto a *DIONEX*, utilizando-se 5 pontos na faixa de 01 a $10\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ com leitura em quintuplicata. As leituras das amostras foram realizadas em triplicatas. Para a análise do carbono total as amostras foram analisadas diretamente no analisador de carbono orgânico total marca (COT) *SHIMADZU*.

5.4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Características do solo

A tabela 5.1 apresenta as características físicas determinadas para o perfil do solo. Os teores de silte são superiores a 48% e de argila são superiores a 12% . Observa-se que a massa específica e os teores de argila e porosidade aumentam com a profundidade.

Tabela 5.1: Granulometria, massa específica, porosidade e condutividade saturada estimada do perfil do solo.

Profundidade	Granulometria (%)			Massa específica (g.cm ⁻³)	Porosidade (%)
	Areia	Silte	Argila		
0 - 20	38,48	48,55	12,97	1,49	40,45
40 - 60	34,11	50,81	15,09	1,38	45,36
80 - 100	32,89	50,51	16,60	1,30	48,81

A tabela 5.2 apresenta os resultados da análise de fertilidade dos solos. As concentrações dos elementos químicos variam no perfil. Em geral, as concentrações são decrescentes com a profundidade. O alumínio apresenta comportamento diferente. A concentração na camada de 75 a 100 cm é cerca de 3 vezes superior aquela da camada superficial.

Tabela 5.2: Parâmetros de fertilidade do solo no lisímetro de campo.

Profundidade	P	K	Al	Ca	Mg	Na	H+Al	MO
(cm)	mg L ⁻¹						Cmolc L ⁻¹	%(m/v)
0-25	12.00	64.00	134.90	681.36	291.66	4.00	17.30	2.40
25-50	3.70	48.00	125.91	741.48	340.27	4.00	8.69	2.60
50-75	3.20	50.00	422.69	340.68	133.68	2.00	27.38	1.70
75-100	3.60	52.00	539.60	260.52	97.22	2.00	34.45	1.20

A tabela 5.3 apresenta características químicas determinadas no perfil do solo, tais como soma de bases (S), capacidade de troca de cátions, saturação de bases, relação potássio/(cálcio + magnésio) e saturação por alumínio. O pH é inferior a 5. Observa-se que na camada de 25-50 cm, a maioria das características químicas apresenta os valores mais extremos, mínimos ou máximos em relação às demais.

Tabela 5.3: Características químicas no perfil do solo no lisímetro de campo.

Profundidade (cm)	pH	Índice SMP	S	CTC	V	$\frac{K}{\sqrt{\frac{C_a + M_g}{2}}}$	Saturação por Al
			cmolc.L ⁻¹	cmolc.L ⁻¹			%
0-25	4.7	4.80	5.98	23.28	25.69	0.10	6.44
25-50	4.9	5.40	6.64	15.33	43.31	0.07	9.13
50-75	4.5	4.40	2.94	30.32	9.70	0.11	15.50
75-100	4.5	4.20	2.24	36.69	6.11	0.13	16.35

A acidez do solo é oriunda da presença de alumínio e H+Al no perfil solo. Condicionada a saturação de bases menor que 50% o solo é considerado distrófico, significando que há baixa disponibilidade de nutrientes para as plantas (Prado, 1995).

A presença de granulometria fina em grande porcentagem (Tabela 5.1) faz com que em períodos de estiagem prolongada possa haver a formação de caminhos preferenciais pela abertura de fendas provocadas pela alta plasticidade das argilas. Por outro lado, solos com altas porcentagens de argila apresentam capacidade de troca de cátions elevadas. À medida que aumenta a quantidade de argila na profundidade (Tabela 5.1) aumenta a CTC (Tabela 5.3), exceto a 50 cm e retém íons pela substituição das ligações da superfície da argila. A matéria orgânica no solo possui uma CTC elevada, dificultando transporte vertical no solo de carbono dissolvido, diminuindo a quantidade de carbono no perfil (Fontes et al., 2001).

Em estudos com latossolos com CTC efetiva baixa, as tendências de evolução da CTC acompanham estritamente as da matéria orgânica. Nos sistemas de cultivo que perdem MO em profundidade (com preparo de solo x monocultura), a CTC dos horizontes de superfície decresce. Porém o contrário é observado nos sistemas em plantio direto (Séguy et al., 2001). No entanto, a CTC do lisímetro solo tem tendência de aumento em vertical, exceto a 25 – 50 cm de profundidade (Tabela 5.3).

Escoamento superficial (*Runoff* - LR) e percolação (LP)

A Tabela 5.4 são apresentados os valores dos elementos do balanço hídrico no lisímetro, em dois períodos. O revolvimento realizado no solo constitui a separação entre estes períodos. Eles permitem avaliar o efeito do revolvimento, o qual foi realizado na camada superficial de 0-15 cm do solo. Ao longo dos 243 dias precipitou 973,30 mm. Os totais precipitados foram similares entre os dois períodos. No entanto, no segundo período apresentou maior intensidade. Poderia ser um indicativo da geração de maior escoamento superficial. Nota-se que ele foi cerca de 2 vezes superior no primeiro período do que aquele do segundo período. No primeiro período, o escoamento superficial correspondeu a 2,07% do tal precipitado e no segundo período foi de 0,95%.

O revolvimento do solo provocou diminuição do volume escoado superficialmente e aumentou o volume percolado. A evapotranspiração sofreu uma diminuição de 44,88%. A maior intensidade de chuva após o revolvimento afetou a evapotranspiração no sentido de diminuí-la.

Tabela 5.4: Balanço *runoff* (LR) e percolado (LP) no lisímetro.

Período	Intervalo	Precipitação	LR	LP	LR	LP	Evapotranspiração
	Dias	(mm)	(L)	(L)	(%)	(%)	(%)
Solo em Pousio	145	466.30	9.64	161.19	2.07	34.57	63.37
Solo Revolvido	98	507.00	4.80	325.11	0.95	64.12	34.93

Segundo Loewy, (2000) os tratos culturais, característicos a cada cultura, alteram a textura, estrutura, porosidade, densidade, agregação de partículas, etc. promovem um novo arranjo estrutural ao solo, mudando a hidrodinâmica do solo. O revolvimento do solo provoca mudança de agregados e da infiltração de água no solo. A desagregação de solo ocasionada pelo seu revolvimento, o tipo de cobertura oferecida e a declividade do local (7%) são fatores que podem aumentar a erodibilidade.

Nutrientes nos escoamentos superficiais e profundos

A tabela 5.5 apresenta os valores de água coletados, do pH e as concentrações médias de nitrito, nitrato, fosfato e carbono determinadas nas águas do escoamento superficial e escoamento profundo antes e pós o revolvimento.

No escoamento superficial, o íon nitrato apareceu com concentrações médias mais elevadas no segundo período (6,48 mg L⁻¹). No primeiro período, a sua concentração foi de 4,71 mg L⁻¹. Isto implica que a desestruturação do solo pode ter influenciado na formação do nitrato. No escoamento profundo, as concentrações médias dos dois períodos seguiram a mesma tendência, 2,33 mg L⁻¹ antes e 7,46 mg L⁻¹ após o revolvimento. O favorecimento de maior atividade de microorganismos pelo fato do aumento da presença de oxigênio pode aumentar a taxa de mineralização de nutrientes (Passos, 2007).

Tabela 5.5: Concentrações médias da água escoada em *runoff* e percolada dos nutrientes IC, TOC, nitrito, nitrato, fosfato e pH antes e após o revolvimento do solo.

	<i>Runoff</i>						
	V (L)	pH	mg L ⁻¹				
			IC	TOC	Nitrito	Nitrato	Fosfato
Solo em Pousio	7.1	7.14 ± 0.43	11.35 ± 2.53	35.07 ± 21.72	0.28 ± 0.22	4.71 ± 4.47	4.61 ± 5.24
Solo Revolvido	4.8	6.91 ± 0.51	8.19 ± 7.89	22.81 ± 14.88	1.21 ± 1.46	6.48 ± 4.55	3.52 ± 4.42
	Percolada						
Solo em Pousio	158.9	6.71 ± 0.24	3.27 ± 1.23	2.31 ± 0.76	0.10 ± 0.13	2.33 ± 2.02	1.98 ± 2.36
Solo Revolvido	325.1	5.69 ± 0.21	1.95 ± 1.35	1.13 ± 0.60	3.08 ± 3.79	7.46 ± 5.40	1.12 ± 1.22

O íon nitrito apresenta comportamento similar ao íon nitrato tanto superficialmente como em profundidade. Waddell e Weil (2006) argumentam que o nitrogênio é transportado no solo influenciado pela pluviosidade, sendo que seu transporte no perfil de solos argilosos não passa das profundidades onde existem raízes dos vegetais e que sua concentração depende da micro-

topografia do solo. O aumento das concentrações do nitrito foi elevado, passando de 0,10 para 3,08 mg L⁻¹ na água percolada após o revolvimento. Este acréscimo é de aproximadamente de 30 vezes. No perfil existe maior concentração de nitrito na água percolada após o revolvimento do solo. No período de pousio o nitrito apresentou concentração maior na água superficial.

Comportamento inverso foi observado com o íon fosfato. A concentração de nutrientes no escoamento superficial são superiores em relação ao percolado, desta forma a perda de nutrientes prontamente assimiláveis é maior em sistemas de cultivo que não visam à manutenção de vegetação sobre o solo. As concentrações diminuíram após o revolvimento do solo tanto na água percolada como no *runoff*.

O fósforo, no solo, tem retenção diferente dos demais nutrientes, sofrendo adsorção específica nos solos ácidos (Tabela 5.1). A adsorção ocorre pela troca da hidroxila (OH⁻) pelo íon fosfato na superfície dos óxidos e hidróxidos de Fe e Al que se encontra em grande quantidade em Argissolo (Fontes et al., 2001; Motta et al., 2002; Zhang e Zhao, 1997; Sharpley, 2003) e aumenta em profundidade (Tabela 5.2). Esta substituição ocorre em duas fases, segundo Börling (2003), sendo a primeira rápida e ainda reversível, lábil, estando presente a ligação Al-O-P. A segunda tem uma desorção bem menor por ser composta de uma ligação entre dois íons Al ou Fe com o fósforo. Nesse sentido, Sims et al. (1998), mostram que a lixiviação de fósforo foi notavelmente reduzida em solos de textura fina e com altas concentrações de alumínio.

A decomposição da matéria orgânica pode disponibilizar o fósforo no solo, pelo fato de ácidos orgânicos poderem formar complexos organometálicos com íons ferro e alumínio diminuindo a adsorção do fósforo ou disponibilizando-o novamente (Piovesan, 2006, Novais e Smyth, 1999).

A presença de carbono inorgânico (IC) e carbono orgânico total (TOC) diminuem ao longo do período do experimento (Figura 5.1). No pousio o IC e TOC apresentam valores elevados (11.35 e 35.07 mg L⁻¹, respectivamente) na escoada em *runoff*, porém após o revolvimento do solo as concentrações reduziram (8.19 e 22.81 mg L⁻¹, respectivamente). A mesma tendência ocorreu com a concentração na água percolada.

A figura 5.1 apresenta a evolução temporal da concentração de carbono inorgânico e orgânico no solo na água escoada em LR e LP.

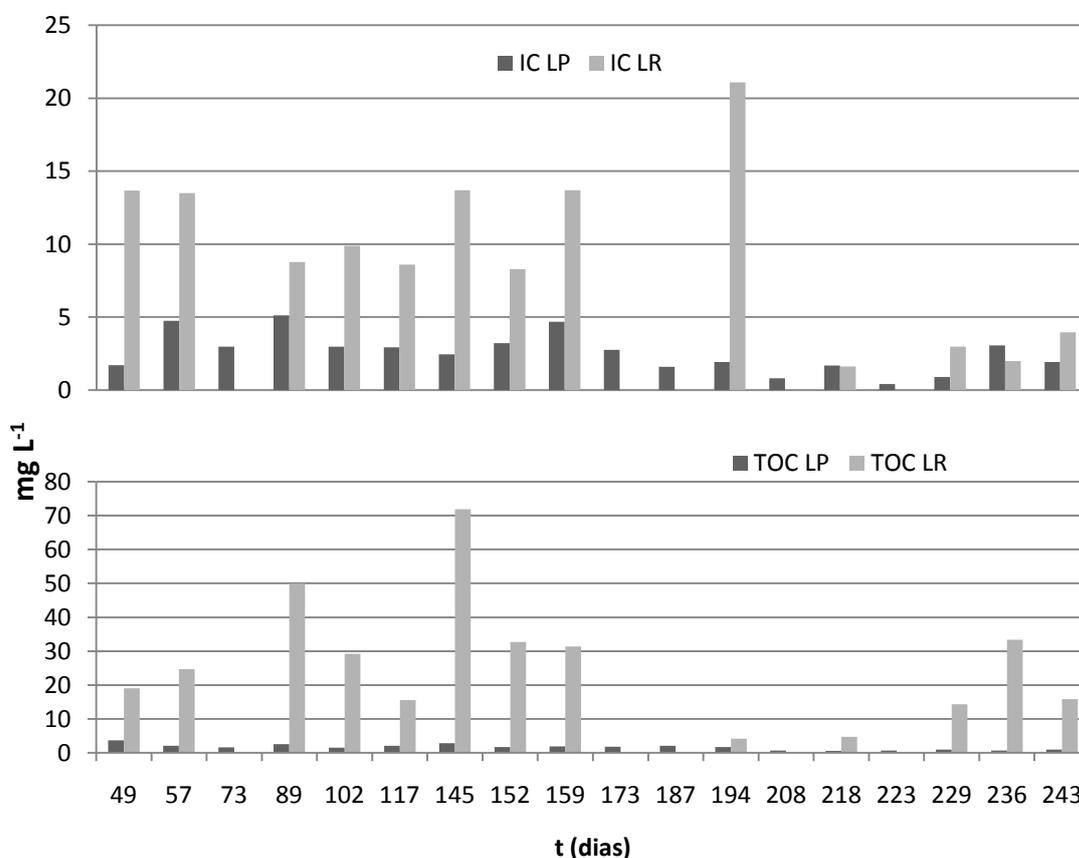


Figura 5.1: Evolução temporal da concentração de IC e TOC no perfil do solo.

A concentração de carbono no perfil do solo apresentado na figura 5.1 evidencia que a concentração de TOC e IC foi sempre superior na água escoada superficialmente. A imobilização e mineralização podem ocorrer nas frações mais lábeis do COT (carboidratos, aminoácidos, ácidos carboxílicos) (Qualls e Haynes, 1992; Yano et al., 2000; Hong-Jun et al., 2007) contribuindo para as concentrações de COT na solução do solo. Desta forma pode-se explicar a diminuição do COT em profundidade.

Chantigny et al., (2003) mostram que o revolvimento do solo interfere na presença de carbono na superfície, sendo trocado com o solo de horizonte inferior, que contém equilíbrios biológico, químico e físico diferentes. Os materiais solúveis disponibilizados no solo, oriundos da decomposição da matéria orgânica, podem ser absorvidos pelas plantas ou reagir com o meio de

forma a favorecer uma dinâmica de liberação de íons as camadas mais profundas. Segundo Chantigny et al., (2003) este equilíbrio pode promover um momento ácido (atribuído ao ácido húmicos, aminoácidos, ácidos hidrofílicos) deslocando o equilíbrio para liberação do COT e de partículas coloidais orgânicas a camadas inferiores.

O meio ácido pode ainda favorecer a liberação de Al e Fe na solução do solo, favorecendo a sua complexação com os nutrientes do solo sendo absorvido pela planta ou inibindo a absorção, não deixando a planta se desenvolver corretamente. Assim o efeito da matéria orgânica e seus “derivados” afetam toda disponibilidade de nutrientes no solo. Hong-Jun et al., (2007) concordam que a atividade de microorganismos é determinante na disponibilização de nutrientes no solo e principalmente na presença de COT no perfil.

A diminuição dos teores de matéria orgânica (Tabela 5.2) leva usualmente à uma deterioração de várias propriedades do solo e, conseqüentemente, uma diminuição da produtividade potencial (Campos, 2006).

A matéria orgânica influencia diretamente no tamanho e na estabilidade dos agregados do solo (Passos et al., 2007; Jacobs et al., 2008), influenciando no estoque de carbono quando da adoção de sistema de cultivo convencional, onde geralmente as práticas de manejo do solo diminuem a presença de matéria orgânica na superfície. As perdas de carbono orgânico por erosão no solo cultivado com prática agrícola com revolvimento do solo são maiores (Passos et al., 2007) do que solos que mantêm a superfície em pousio.

A figura 5.2 apresenta a evolução temporal da concentração dos íons nitrato, nitrito, fosfato no escoamento por *runoff* (LR) e percolada (LP).

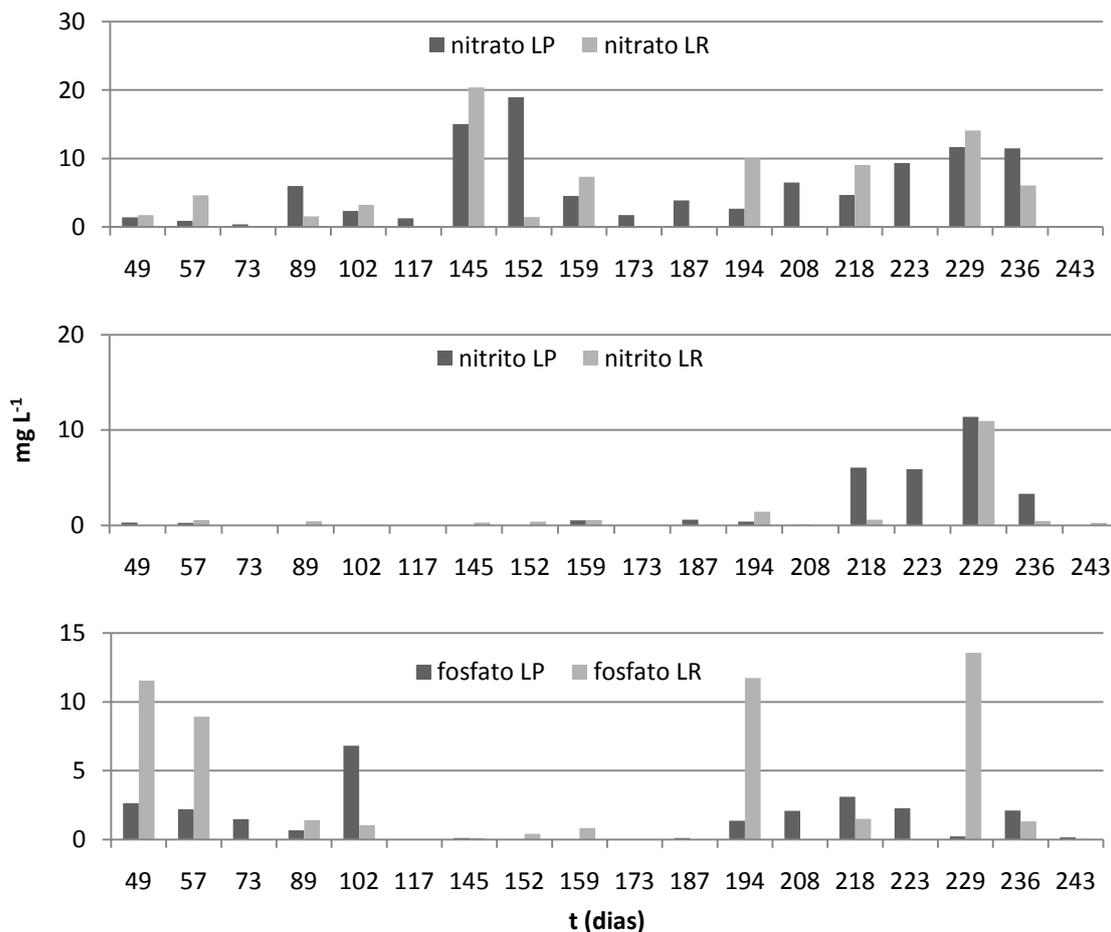


Figura 5.2: Evolução temporal da concentração dos íons nitrato, nitrito e fosfato na solução do solo na água LR e LP, observando que a fertilização de NPK, foi realizada no 32^o e 153^o dias e o revolvimento do solo realizado no 102^o dia.

O TOC e IC diminuíram suas perdas após o revolvimento. No segundo período os íons foram disponibilizados em menor concentração no soluto percolado.

A aplicação de fertilizantes na formulação 5-20-20 (NPK), na dosagem de 350 kg.há⁻¹ em superfície, aplicada primeiramente sobre o solo sem revolvimento (32^o dia) e posteriormente no solo revolvido (153^o dia), apresentou perda de nitrito e nitrato mais intensos após o revolvimento do solo.

A concentração de nitrito foi muito elevada entre o 218^o e 236^o dias, chegando a ter concentrações superiores a 10 mg L⁻¹ no 229^o dias, tanto no LR como no LP. Isto mostra que o nitrito se desloca em profundidade com concentrações elevadas. As concentrações de nitrito na água superficial (LR) são geralmente superiores as das águas mais profundas, exceto quando de

pluviosidade maiores, quando é levado a níveis mais profundos (Figura 5.2). Isto se mostrou bem evidente no primeiro período, quando a concentração do nitrito se manteve abaixo de 1 mg L^{-1} . O revolvimento do solo pode ter influenciado neste resultado.

O nitrato tem comportamento similar de transporte ao do nitrito, porém após o revolvimento do solo, este começou apresentar concentrações maiores, mostrando que é influenciado pelo revolvimento do solo. O regime pluviométrico antes da desestruturação do solo teve intensidade menor que posterior ao revolvimento. Como na primeira parte as concentrações foram baixas comparadas após o revolvimento e a intensidade pluviométrica foi maior (Tabela 5.4), constata-se que o nitrato é influenciado pela pluviosidade. Comportamento similar foi encontrado por Waddell e Weil (2006).

O nitrato também é transportado em profundidade, com concentrações superiores a 10 mg L^{-1} nos dias 145°, 152°, 229° e 236° dias na água percolada (LP) podendo ser indicador de degradação ambiental. Estes instantes de tempo correspondem ao período logo após o revolvimento do solo e 80 dias após a segunda fertilização do solo, influenciada pela alta pluviosidade. Assim, a variação na precipitação no decorrer do experimento pode proporcionar mudança na mobilidade de nitrato (White, Heng e Magesan, 1998). A movimentação de nitrato pode ocorrer até 180 cm de profundidade, quando aplicado na época de chuvas, enquanto, se aplicado na estação de menor precipitação a movimentação dificilmente passa dos 30 cm.

O fosfato se comportou nas duas aplicações de fertilizante de uma forma muito semelhante (Figura 5.2). O revolvimento do solo não afetou a disponibilização do fosfato na água percolada ou na água superficial devido que a maioria do fósforo inorgânico ocorre na fração argila do solo, ligado ao cálcio ($p\text{Ca}$), ferro ($p\text{Fe}$) e alumínio ($p\text{Al}$) (Pellegrini, 2005; Alleoni, 2003; Bedin, et al., 2003; Novais et al., 1991). O fósforo disponível às plantas tende a ser facilmente fixado por argilas do solo devido à característica das cargas eletrostáticas do solo em reter os íons (Santos et al., 2008; Kaiser e Sech, 2000; Costa et al., 2008).

5.5 CONCLUSÕES

As características físicas do solo da bacia do ribeirão Concórdia apresentam teores de silte superiores a 48%, sendo que as argilas estão presentes em teores maiores que 12%. Tanto porosidade quanto massa específica e teor de argila aumentam com a profundidade, enquanto os parâmetros de fertilidade tendem a diminuir com a profundidade, com exceção do alumínio que possui teores três vezes maiores na profundidade de 75 a 100 cm.

A presença de granulometria fina em grande porcentagem faz com que em períodos de estiagem prolongada possa haver a formação de caminhos preferenciais pela abertura de fendas provocadas pela alta plasticidade das argilas. O revolvimento do solo provocou diminuição do volume escoado superficialmente e aumentou o volume percolado.

A desestruturação do solo pode ser o responsável pela formação de nitrato, uma vez que no escoamento superficial este íon apareceu com maior concentração no segundo período, ou seja, após o revolvimento da camada superficial. No escoamento profundo, o comportamento foi similar. O mesmo comportamento foi observado para o íon nitrito enquanto para o íon fosfato o comportamento foi inverso.

A presença de carbono inorgânico (IC) e carbono orgânico total (TOC) diminuem ao longo do período do experimento. A concentração de TOC e IC foi sempre superior na água escoada superficialmente. Observou-se ainda que estas espécies diminuíram suas perdas após o revolvimento. A aplicação de fertilizante ao solo implicou em uma perda de nitrito e nitrato mais intensa, após o revolvimento do solo, já o fosfato comportou-se de forma semelhante nas duas aplicações.

5.6 REFERÊNCIAS

Alleoni, L.R.F., 2003. Química de solos com carga variável. Pós – graduação em solos e nutrição de plantas. Piracicaba: ESALQ. 50 p.

Angelotti Netto, A.; Fernandes, E.J.; Centrion, J.F., 2007. Propriedades físicas e indicador de qualidade de um latossolo vermelho submetido a diferentes sistemas de uso e manejo. Irriga, Botucatu, v. 12, n. 1, p. 27-37.

Associação Brasileira de Normas Técnicas, 1984, Solos, análise granulométrica, método de ensaio, NBR 7181, 13 p.

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

Bhattacharyya, T.; Pal, D.K.; Chandran, P.; Ray, S.K.; Mandal, C. and Telpande, B., 2008. Soil carbon storage capacity as a tool to prioritize areas for carbon sequestration. Current Science, v. 95, n. 4, p. 482-494.

Bertol, O.J.; Rizzi, N.E; Favaretto, N.; Lavoranti, O.J., 2005. Perdas de nitrogênio via superfície e subsuperfície em sistema de semeadura direta. Floresta, Curitiba, PR, v. 35, n. 3, p. 429-442.

Börling, K., 2003. Phosphorus sorption, accumulation and leaching – Effects of long-term inorganic fertilization of cultivated soils. Uppsala, 39 p. Tese (Doctoral of Agricultural Sciences). Swedish University of Agricultural Sciences.

Caiado, M.A.C., 2005. Modeling fate and transport of nitrogen and phosphorus in crop fields under tropical conditions. Dissertation submitted to the faculty of the Virginia polytechnic institute and state university in partial fulfillment of the requirements for the degree of doctor of philosophy in biological systems engineering. Blacksburg, Virginia – USA. July 11.

Campos, B-N. C., 2006. 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, 188.

Cassol, E.A.; Levien, R.; Anghinoni, I.; Badelucci, M.P., 2002. Perdas de nutrientes por erosão em diferentes métodos de melhoramento de pastagem nativa no Rio Grande do Sul. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Campinas, v. 26, p. 705-712.

Cambardella, C.A. & Elliot, E.T., 1994. Carbon and nitrogen dynamics of soil organic matter fractions from cultivated grassland soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, v. 58, p. 123-130.

Claessen, M.E.C., 1997. Manual de métodos de análise de solo. Rio de Janeiro: Embrapa-CNPq, v. 2, 212p.

Chantigny, M.X., 2003. Dissolved and water-extractable organic matter in soils: a review on the influence of use and management practices. *Geoderma*, v. 113, p. 357– 380.

Costa, S. N. da; Mauro, A. M.; de Matos, A. T.; Ramos, V. B. N., 1999. 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.

Costa, L. C. D.; Pinto, J. E. B. P.; de Castro, E. M.; Bertolucci, S. K. V.; Correa, R. M.; Reis, E. S.; Alves, P. B.; Nicolau, E. D., 2008. Sources and doses of organic fertilization in *Ocimum selloi* growth, essential oil yield and chemical composition. *Ciência Rural*, v. 38, n. 8, p. 2173-2180.

EPAGRI – Empresa de Pesquisa Agropecuária e de Extensão Rural de Santa Catarina., 1999. Zoneamento agroecológico e socioeconômico do Estado de Santa Catarina, 1010 p.

Entry, J.; Shewmaker, G.E., 2004. Irrigations increases inorganic carbon in agricultural soils. *Environmental Management*, v. 33, n. 1, p. 309–317.

Fontes, F.M.P.; Camargo, O.A.; Sposito, G., 2001. Eletroquímica das partículas coloidais e sua relação com a mineralogia de solos altamente intemperizados. *Scientia Agrícola*, v. 58, n. 3, p. 627-646.

Gabet, E.J.; Sternberg, P., 2008. The effects of vegetative ash on infiltration capacity, sediment transport, and the generation of progressively bulked debris flows. *Geomorphology*, v. 101, p. 666–673.

Guarçoni, A.M. & Mendonça, E.S., 2003. Capacidade tampão de pH do solo e disponibilidade de fósforo pela adição de composto orgânico. *Magistra*, Cruz das Almas - BA, v. 15, n. 2, p. 141-145.

Herrmann, M.; Pust, J.; Pott, R., 2005. 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.

Jacobs A.; Rauber, R.; Ludwig, B., 2008. Impact of reduced tillage on carbon and nitrogen storage of two Haplic Luvisols after 40 years. *Soil Tillage Research*, v. 102, n. 1, p. 158-164.

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

Kaufmann, V.; Silva, M.R.; Pinheiro, A.; Faht, G.; Águida, L.M., 2009. Lixiviação de carbono no perfil de um Argissolo. (em submissão).

Letzens, S.; Van Orshoven, J.; Van Wesemael, B. & Muys, B., 2004. Soil organic and inorganic carbon contents of landscape units in Belgium derived using data from 1950 to 1970. *Soil Use and Management*, v. 20, p. 40-47.

Loewy, R. M., 2000. Plaguecidas em águas subterrâneas del Alto Valle de Rio Negro y Neuquen. Facultad de Ingenieria Universidad Nacional Del Comahue (Tese de Doutorado), Argentina.

Maia, C.E & Cantarutti, R.B., 2005. Acumulação de nitrogênio e carbono no solo pela adubação orgânica e mineral contínua na cultura do milho. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 8, n. 1, p. 39-44.

Mota, F.O.B.; Oliveira, J.B.; Gerbhardt, H., 2002. Mineralogia de um Argissolo vermelho amarelo e de um planossolo háplico e solódico numa topossequencia de gnaiss no sertão central Ceará. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 26, p. 607-618.

Novais, R.F.; Smyth, T.J., 1999. Fósforo em solo e planta em condições tropicais. Viçosa, UFV, DPS, 399 p.

Novais, R.F.; Neves, J.C.L.; Barros, N.F., 1991. Aspectos físico-químicos envolvidos na fixação do fósforo no solo. In: Encontro Nacional de Rocha Fosfática. Anais... São Paulo, v. 5, p. 133 – 177.

Oleynik, J.; Bragagnolo, N.; Bublitz, U.; Silva, J.C.C., 2004. Análise de solo: tabelas para transformação de resultados analíticos e interpretação de resultados. Curitiba: EMATER-PR, 25 p.

Passos, R.R.; Ruiz, H.A.; Cantarutti, R.B. & Mendonça, de S.M., 2007. Carbono orgânico e nitrogênio em agregados de um latossolo vermelho distrófico sob duas coberturas vegetais R. Bras. Ci. Solo, v. 31, p. 1109 – 1118.

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

Pellegrini, J.B.R., 2005. Dissertação de Mestrado. Fósforo na água e no sedimento na microbacia hidrográfica do Arroio Lino - Agudo – RS. PPGCS, UFSM, Santa Maria, RS, Brasil, p. 1-87.

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

Pinheiro, A.; Bertoldi, J.; Kaufmann, V.; Vibrans, A. C., 2008. Distribuição do uso do solo na zona ripária de bacias agrícolas de pequeno a médio porte. Revista Árvore, submetido.

Piovesan, R.P., 2006. Perda de nutrientes via subsuperfície em colunas de solo sob adubação mineral e orgânica. Dissertação (Mestrado). UFPR, 2006.

Prado, H., 2005. Solos do Brasil: gênese, morfologia, classificação e levantamento. Piracicaba, v. 4, 182 p.

Qualls, R.G.; Haynes, B.L., 1992. 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.

Santos, D.R.; Gatiboni, L.C.; Kaminskii, J., 2008. Fatores que afetam a disponibilidade do fósforo e o manejo da adubação fosfatada em solo sob sistema plantio direto. Ciência Rural, v. 38, n. 2, p. 576-586.

Sèguy, L.; Bouzinac, S.; Maronezzi, A.C., 2001. Sistemas de cultivo e dinâmica da matéria orgânica. Informações Agronômicas, v. 96, p. 1-32.

Sharpley, A.N., 2003. Soil mixing to decrease of soluble phosphorus transport in agricultural *runoff*. Journal of Environmental Quality, v. 32, p. 1375-1384.

Sharpley, A.N.; Halvorson, A.D., 1994. 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.

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

Silva, J. C. P. M., 2005. Esterco líquido de gado de leite e fertilização mineral influenciando a produção de silagem e propriedades químicas do solo na região dos campos gerais do Paraná. Curitiba, Dissertação (Mestrado em Ciências do Solo). Universidade Federal do Paraná.

Sims, J.T., Simard, R.R & Joern, C.B., 1998. Phosphorus losses in agricultural drainage: historical perspective and current research. J. Environ. Qual., Madison, v. 27, n. 2, p. 277-293.

Waddell J.T e Weil R.R., 2006. Effects of fertilizer placement on solute leaching under ridge tillage and no tillage Soil & Tillage Research, v. 90, p. 194–204.

White, R.E.; Heng, L.K.; Magesan, G.N. Nitrate leaching from a drained sheep – graze pasture. II. Modelling nitrate leaching losses. Australian Journal of Soil Research. Collingwood, v. 36, p. 963-77.

Yang, H-J.; Shen, Z-M.; Zhu, S-H.; Wang, W-H., 2007. Vertical and temporal distribution of nitrogen and phosphorus and relationship with their influencing factors in aquatic-terrestrial ecotone: a case study in Taihu Lake, China. Journal of Environmental Sciences, v. 19, p. 689–695.

Yano, Y.; Mcdowell, W.H.; Aber, J.D., 2000. Biodegradable dissolved organic carbon in forest soil solution and effects of chronic nitrogen deposition. Soil biology & biochemistry, Oxford, v. 32, n. 11-12, p. 1743-1751.

Zhang, X.N.; Zhao, A.Z., 1997. Surface Charge. In Yu, T.R. Chemistry of variable charge soils. New York: Oxford University Press, v. 2, p. 17 – 63.

Zhou, A.; Tang, H. Wang, D., 2005. Phosphorus adsorption on natural sediments: Modeling and effects of pH and sediment composition. Water Research, Oxon, v. 39, n. 7, p. 1245-1254.

6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

O estudo da mobilidade de nutrientes e dos pesticidas no perfil do solo e sua evolução temporal mostram que a dinâmica é influenciada por diversos fatores intrínsecos ao solo e ao soluto nele presente. Os efeitos dos componentes químicos do solo e sua diferença no perfil e entre o perfil foram determinantes para o transporte de nutrientes e pesticidas.

As condições hidrológicas podem contribuir para o avanço em vertical dos nutrientes. Nos ensaios realizados nos três lisímetros empregados, verificou-se que os comportamentos hidrodinâmicos não foram uniformes.

O solo coletado para montagem do lisímetro em laboratório foi obtido em lavoura sob cultivo mínimo de *Zea Mays L.* O solo possui massa específica e teor de argila aumentando com a profundidade enquanto, porosidade e teores de areia e silte tendem a diminuir. Este comportamento pode favorecer ao escoamento de água no perfil do solo por fluxo preferencial. Com o aumento da profundidade, observa-se ainda uma diminuição da fertilidade do solo com um aumento de alumínio trocável.

O carbono em suas formas tendeu a diminuir sua concentração com o aumento da profundidade no perfil do solo estudado. Este fenômeno foi observado tanto espacialmente quanto temporalmente com uma considerável diminuição da concentração. A presença de argila no perfil do solo ajuda a reter o carbono.

De maneira geral, o deslocamento dos íons em estudo no solo tende a diminuir no perfil do solo, mesmo após a aplicação de adubo mineral. O íon nitrato apresenta-se como íon pouco adsorvido ficando disponível no solo por um período grande, sendo sujeito ao transporte vertical. O efeito da CTC e presença de argila afeta menos sua mobilidade no solo.

As concentrações médias máximas de nitrato ($46,44 \pm 1,3 \text{ mg L}^{-1}$), de fosfato ($35,34 \pm 15,5 \text{ mg L}^{-1}$) do nitrito ($11,75 \pm 0,2 \text{ mg L}^{-1}$) não ocorreram nas mesmas condições espaciais e temporais, indicando que as formações e mobilidades são diferenciadas. As maiores concentrações médias do fosfato ocorreram nas profundidades de 5 e 10 cm, enquanto que o nitrito, as maiores concentrações médias ocorreram na faixa de 15 a 60 cm.

A presença dos pesticidas atrazina e diuron foi limitada a um período inferior a 100 dias após a aplicação. As maiores concentrações foram encontradas nos primeiros 10 cm de solo. As concentrações são bastante acentuadas logo após a aplicação superando $1000 \mu\text{g L}^{-1}$ para a atrazina e $300 \mu\text{g L}^{-1}$ para o diuron.

A quantidade de ingrediente ativo de atrazina recuperada chegou a 3,66% enquanto que o diuron foi de 1,25%, permitindo concluir que a atrazina fica mais tempo livre no solo para ser lixiviada. Considerando a profundidade de 60 cm, percebemos que existe a presença de pesticida, com valores $29,7 \mu\text{g L}^{-1}$ de atrazina e de $16,4 \mu\text{g L}^{-1}$ para o diuron no 20º dia após a aplicação.

Sugere-se que em trabalhos futuros sejam realizados os estudos do aporte de carbono nos lisímetros de laboratório, com a aplicação de carbono orgânico e/ou mineral. Usar resíduos provenientes de estações de tratamento de efluentes (lodo) também poderia ser uma alternativa. Outra recomendação é o estudo da mobilidade dos pesticidas associado ao carbono adicionado, comparando o efeito desta sobre o seu deslocamento.

No lisímetro de campo o trabalho a ser realizado é usar várias culturas de espécies diferentes para verificar sua influência na disponibilidade de nutrientes no solo.

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)